Bases técnicas y ecológicas del proyecto de repoblación forestal

Jesús Pemán García, Rafael María Navarro Cerrillo,
María Aránzazu Prada Sáez y Rafael Serrada Hierro
(coordinadores)

Tomo 1

GOBIERNO DE ESPAÑA
VICEPRESIDENCIA TERCERA DEL GOBIERNO
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

BASES TÉCNICAS Y ECOLÓGICAS DEL PROYECTO DE REPOBLACIÓN FORESTAL
Tomo 1

Coordinadores

Jesús PEMÁN GARCÍA
Rafael María NAVARRO CERRILLO
María Aránzazu PRADA SÁEZ
Rafael SERRADA HIERRO

GOBIERNO DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

2021

Aviso legal: Los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados citando la fuente, y la fecha, en su caso, de la última actualización.

Edita
©: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO)
Madrid 2021
www.miteco.es

Plaza de San Juan de la Cruz, 10
28003 Madrid
ESPAÑA

Colaboran: Colegio Oficial de Ingenieros de Montes y Sociedad Española de Ciencias Forestales

NIPO: 665-21-029-8
Depósito Legal: M-26573-2021
ISBN: 978-84-18508-57-8

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:
https://cpage.mpr.gob.es

Prólogo

Desde el inicio de la profesión forestal en España, las repoblaciones forestales han estado íntimamente ligadas a la gestión de los montes. Ya desde el último cuarto del siglo XIX existió una preocupación por la degradación de nuestros montes a raíz de la cual surgió la necesidad de abordar actividades reforestadoras para promover una cubierta forestal con objetivo protector. Fruto de esta reflexión y gracias al impulso político, se creó a principios del siglo XX el Servicio Hidrológico Forestal, lo que supuso una primera etapa reforestadora en España. Toda la labor práctica cristalizada con los conocimientos científicos de cada momento hizo que, desde muy pronto (1909), se dispusiese de un manual de repoblaciones forestales. Posteriormente, sobre la base de la ingente experiencia acumulada y el desarrollo de la ciencia forestal, tanto en el mundo académico como a partir de la innovación en la práctica, se perfeccionaron las técnicas aplicadas y, en el último cuarto del siglo XX, vieron la luz varios textos de referencia para todos los que se dedicaban a la repoblación forestal en España.

Este nuevo libro de repoblaciones forestales, que tengo el honor de prologar, viene a actualizar y consolidar el conocimiento que sobre las repoblaciones forestales se ha adquirido en los últimos 40 años, pero utilizando la experiencia y el conocimiento que durante los últimos 150 años ha acumulado la ciencia forestal. El libro está escrito por un gran conjunto de científicos y técnicos que, coordinados inteligentemente por los editores (Jesús Pemán, Rafael Navarro-Cerrillo, María Aránzazu Prada y Rafael Serrada), han conseguido no solo exponer de forma coherente, rigurosa y atractiva los aspectos claves de la repoblación forestal (bases ecológicas y técnicas, planificación estratégica y diseño, evaluación, ejecución y seguimiento de los proyectos), sino también describir una serie de casos prácticos de mucho interés, como son la restauración hidrológica-forestal, la restauración vegetal de las infraestructuras, de sistemas productivos y de ecosistemas.

Desde la Sociedad Española de Ciencias Forestales queremos agradecer la oportunidad que se nos ofrece de prologar este libro, pero sobre todo la dedicación, mimo y rigor que han puesto todos los autores en él. Finalmente, también es de agradecer el impulso que ha dado el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico para que viese la luz esta obra que será, sin duda, manual de referencia en universidades, centros de investigación y servicios forestales cuando se aborde la repoblación forestal en los próximos decenios.

Felipe Bravo Oviedo

Presidente de la Sociedad Española de Ciencias Forestales

Autores

ABEL BACHS, Joan
Ingeniero de Montes
IRTA-Torre Marimon
joan.abel@irta.cat

Caso práctico VIII

ALCANDA VERGARA, Pedro
Ingeniero de Montes
Gerencia de Desarrollo Rural y Política Forestal, Grupo Tragsa - SEPI
pfav@tragsa.es

Capítulos 1, 6 y 7

ALDAY, Josu G.
Doctor Ingeniero de Montes
Joint Research Unit CTFC - AGROTECNIO, Departamento de Producción Vegetal y Ciencia Forestal, Universidad de Lleida
josu.alday@udl.cat

Caso práctico IV

ALETÀ SOLER, Neus
Doctora Ingeniera Agónoma
IRTA-Torre Marimon
neus.aleta@irta.cat

Caso práctico VIII

ÁLVAREZ ÁLVAREZ, Pedro
Doctor Ingeniero de Montes
Grupo de Investigación en Sistemas Forestales Atlánticos (GIS-Forest), Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Escuela Politécnica de Mieres, Universidad de Oviedo
alvarezpedro@uniovi.es

Casos prácticos VI y XII

ARIZA PEREZAGUA, Francisco Mauricio
Ingeniero Técnico Forestal
Gabinete Técnico Ambiental SLU
fariza@gtaingenieria.es

Capítulo 24

AROCA FERNÁNDEZ, Pepa
Doctora Ingeniera de Montes
Departamento de Sistema y Recursos Naturales, ETSI Montes, Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid
pepa.aroca@gmail.com

Capítulo 5

BARRIO ANTA, Marcos
Doctor Ingeniero de Montes
Grupo de Investigación en Sistemas Forestales Atlánticos (GIS-Forest), Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Escuela Politécnica de Mieres, Universidad de Oviedo
barriomarcos@uniovi.es

Casos prácticos VI y XII

BONÉT LLEDÓS, José Antonio
Doctor Ingeniero de Montes
Joint Research Unit CTFC - AGROTECNIO, Departamento de Producción Vegetal y Ciencia Forestal, Universidad de Lleida
jantonio.bonet@udl.cat

Caso práctico VII

CÁMARA OBREGÓN, Asunción
Doctora Ingeniera de Montes
Grupo de Investigación en Sistemas Forestales Atlánticos (GIS-Forest), Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Escuela Politécnica de Mieres, Universidad de Oviedo
camara@uniovi.es

Caso práctico X

del CAMPO GARCÍA, Antonio
Doctor Ingeniero de Montes
Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Natural, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Instituto Universitario de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València
ancamga@upv.es

Capítulos 17, 18, 19 y 25

CARRERAS EGAÑA, Carlos
Ingeniero de Montes
Departamento de Actuaciones en el Medio Natural, Delegación Territorial de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible en Almería, Junta de Andalucía
carlosn.carreras@juntadeandalucia.es

Caso práctico XV

CARRILLO GARCÍA, Cristina
Doctora Ingeniera de Montes
Laboratorio de Incendios Forestales, Departamento de Dinámica y Gestión de los Sistemas Forestales, CIFOR-INIA
cristina.carrillo@inia.es

Caso práctico XIV

CASTAÑO DÍAZ, María
Graduada en Ingeniería Forestal y del Medio Natural. Doctora por la Universidad de Oviedo
Grupo de Investigación en Sistemas Forestales Atlánticos (GIS-Forest), Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Escuela Politécnica de Mieres, Universidad de Oviedo
castanodmaria@uniovi.es

Caso práctico X

CEACERO RUIZ, Carlos Juan
Doctor Ingeniero de Montes
Departamento de Fisiología, Anatomía y Biología Celular, Facultad de Ciencias Experimentales, Universidad Pablo de Olavide
cjcearui@upo.es

Capítulos 17, 18 y 19. Casos prácticos III y XI

CENTENERA ULECIA, Asunción
Ingeniero Técnico Agrícola y Licenciada en Ciencias Ambientales
Ayuntamiento de Madrid, Dirección General de la Gestión del Agua y Zonas Verdes
centenerauma@madrid.es

Caso práctico II

CIFUENTES Y DE LA CERRA, Nicolás
Ingeniero de Montes
Confederación Hidrográfica del Guadiana, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico
ncifuentes@chguadiana.es

Capítulo 24

COELLO GÓMEZ, Jaime
Doctor Ingeniero de Montes
Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya, Programa Gestión Forestal Multifuncional,
jaime.coello@ctfc.es

Capítulos 18 y 19

COLINAS GONZÁLEZ, Carlos
Doctor en Ciencias Biológicas
Departamento de Producción Vegetal y Ciencia Forestal, Universidad de Lleida
Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya
carlos.colinas@udl.cat

Caso práctico VII

CORTÉS MÁRQUEZ, Andrés
Ingeniero de Montes
Departamento de Ingeniería Forestal, ETSI Agronómica y de Montes, Universidad de Córdoba
acortes82@gmail.com

Caso práctico XI

CRESPO CEPAS, Guillem
Graduado en Ciencias Ambientales y Máster Universitario en Restauración en Ecosistemas
Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas
g.crespo@fundacionfire.org

Caso práctico XVI

CUENCA VARELA, Beatriz
Doctora Ingeniera Agrónoma
Vivero de Maceda, TRAGSA
bcuenca@tragsa.es

Caso práctico IX

DÍAZ BALTEIRO, Luis
Doctor Ingeniero de Montes
Grupo de Investigación Economía y Sostenibilidad del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid
luis.diaz.balteiro@upm.es

Capítulo 23

DORADO REYES, Javier
Graduado en Ingeniería Forestal y del Medio Natural
Departamento de Ingeniería del Medio Agronómico y Forestal, Facultad de Ingeniería Forestal y del Medio Natural, Centro Universitario de Plasencia, Universidad de Extremadura
fdoradoreyes@unex.es

Caso práctico IX

FERNÁNDEZ-MOYA, Jesús
Doctor Ingeniero de Montes
Bosques Naturales SA
jesusfernandez@bosquesnaturales.com

Caso práctico VIII

FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ, Jesús
Ingeniero de Montes
Forestal Catalana SA
jfr3388@gmail.com

Capítulo 21

FERNÁNDEZ-SANTOS, Belén
Doctora en Ciencias Biológicas
Área de Ecología, Universidad de Salamanca
belenfs@usal.es

Caso práctico IV

FERNÁNDEZ YUSTE, José Anastasio
Doctor Ingeniero de Montes
Departamento Ingeniería y Gestión Forestal y Ambiental, ECOGESFOR, Universidad Politécnica de Madrid
tasio.fyuste@upm.es

Caso práctico I

GALLEGO MARTÍN, José Manuel
Ingeniero Técnico Agrícola. Máster en Prevención de Riesgos Laborales
SD Prevención Riesgos Laborales, Grupo Tragsa - SEPI
jgallego@tragsa.es

Capítulo 21

GARCÍA DE LEÓN, David
Doctor en Ciencias Biológicas
Departamento de Ciencias de la Vida, UD Ecología-Grupo FORECO, Universidad de Alcalá
david.garcialh@uah.es

Caso práctico XVI

GARCÍA VIÑAS, Juan Ignacio
Doctor Ingeniero de Montes
Departamento de Sistema y Recursos Naturales, ETSI Montes, Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid
juanignacio.garcia@upm.es

Capítulo 5. Caso práctico I

GARROTE HAIGERMOSER, Juan
Ingeniero de Montes
Servicio de Montes, Gobierno del Principado de Asturias
juanmanuel.garrotehaigermoser@asturias.org

Casos prácticos VI y XII

GASTÓN GONZÁLEZ, Aitor
Doctor Ingeniero de Montes
Departamento de Sistema y Recursos Naturales, ETSI Montes, Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid
aitor.gaston@upm.es

Capítulo 5

GOICOLEA MARÍN, Teresa
Ingeniera de Montes
Departamento de Sistema y Recursos Naturales, ETSI Montes, Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid
t.goicolea@upm.es

Capítulo 5

GOIKOETXEA BARRIOS, Mikel
Ingeniero Técnico Forestal
Gestión Ambiental de Navarra (GAN-NIK)
mgoicoeb@gan-nik.es

Caso práctico XIII

GÓMEZ MAMPASO, Valentín
Ingeniero de Montes
SD Innovación y Desarrollo de Servicios, Coordinación Grupo Tragsa - SEPI
vgomez@tragsa.es
Capítulos 13, 14 y 15

GÓMEZ SANZ, Valentín
Doctor Ingeniero de Montes
Departamento de Sistemas y Recursos Naturales, ECOGESFOR, Universidad Politécnica de Madrid
valentin.gomez@upm.es

Capítulos 4, 5 y 9. Caso práctico I

HERMOSO DE MENA, Javier
Doctor Ingeniero de Montes
Sección Forestal, Dirección Territorial de Valencia, Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica, Generalitat Valenciana
hermoso_jav@gva.es

Capítulo 25

JORDÁN GONZÁLEZ, Esteban
Ingeniero de Montes
Ingeniería del Entorno Natural SL
esteban@entornonatural.org

Caso práctico XVII

LARA GÓMEZ, Miguel Ángel
Ingeniero de Montes
Departamento de Ingeniería Forestal, ETSI Agronómica y de Montes, Universidad de Córdoba
mlara@idaf.es

Caso práctico XI

LEAL GALLARDO, Andrés
Doctor Ingeniero Químico
Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible, Junta de Andalucía
andresj.leal@juntadeandalucia.es

Caso práctico III

LÓPEZ-MARCOS, Daphne
Doctora en Conservación y Sostenibilidad Forestal
Colaboradora de la Universidad de Valladolid, Departamento de Ciencias Agroforestales, ETSII Agrarias, Universidad de Valladolid
dalomar86@hotmail.com

Caso práctico IV

MADRIGAL OLMOS, Javier
Doctor Ingeniero de Montes
Laboratorio de incendios forestales, Centro de Investigación Forestal del INIA
ETSI Montes y Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid
Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible uVA-INIA
incendio@inia.es

Caso práctico XIV

MAGDALENO MAS, Fernando
Doctor Ingeniero de Montes
Dirección General del Agua, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico
fmagdaleno@miteco.es

Caso práctico XIII

MARTÍN MARTÍN, Efrén
Ingeniero Técnico Agrícola
Técnico de la Asociación de Productores de Castaña de Villuercas
kefrentxu@gmail.com

Caso práctico IX

MARTÍNEZ DE AZAGRA PAREDES, Andrés
Doctor Ingeniero de Montes
ETSII Agrarias, Universidad de Valladolid
Grupo de Oasificación (www.oasification.com)
amap@uva.es

Anexo capítulo 14 y capítulo 19

MARTINEZ DE BAROJA, Loreto
Doctora en Ciencias Biológicas
Departamento de Ciencias de la Vida, UD Ecología-Grupo FORECO, Universidad de Alcalá
loretomabavi@hotmail.com

Caso práctico XVI

MARTÍNEZ FERNÁNDEZ, Faustino
Ingeniero de Montes
Dirección General del Medio Natural, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia
juanf.martinez@carm.es

Caso práctico XVII

MARTÍNEZ-RUIZ, Carolina
Doctora en Ciencias Biológicas
Dpto. de Ciencias Agroforestales, ETSI Agrarias, Universidad de Valladolid
Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible UVa-INIA (iuFOR)
carolina.martinez.ruiz@uva.es

Caso práctico IV

MARTÍNEZ SANTA-MARÍA, Carolina
Doctora Ingeniera de Montes
Departamento Ingeniería y Gestión Forestal y Ambiental, ECOGESFOR, Universidad Politécnica de Madrid
carolina.martinez@upm.es

Caso Práctico I

MASIÁ GARCÍA, Remigio
Ingeniero de Montes
rmasiagarcia@gmail.com

Caso práctico XVII

MENÉNDEZ MIGUÉLEZ, María
Doctora Ingeniera de Montes
Departamento de Gestión y Dinámica Forestal, INIA-CIFOR
menendez.maria@inia.es

Casos prácticos VI y XII

NAVARRO CERRILLO, Rafael María
Doctor Ingeniero de Montes
Departamento de Ingeniería Forestal, ETSI Agronómica y de Montes, Universidad de Córdoba
rmnavarro@uco.es

Capítulos 1, 8, 9, 10, 11, 14, 15, 17, 18, 19, 20 y 25. Casos prácticos V, XI y XIV

NICOLÁS PERAGÓN, Juan Luis
Ingeniero Técnico Forestal
Centro Nacional de Recursos Genéticos Forestales El Serranillo, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico
jlnicolas@magrama.es

Capítulo 16

OCAÑA BUENO, Luis
Ingeniero Técnico Forestal
JDEP Nuevas Tecnologías, I+D / G. Nuevas Tecnologías, Grupo Tragsa - SEPI
locana@tragsa.es

Capítulos 13, 14 y 15

OLIACH LESÁN, Daniel
Ingeniero de Montes
Departamento de Producción Vegetal y Ciencia Forestal, Universidad de Lleida
Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya
daniel.oliach@ctfc.es.

Caso práctico VI

OLIET PALÁ, Juan
Doctor Ingeniero de Montes
Departamento de Sistemas y Recursos Naturales, ETSI de Montes, Forestal y Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid
Forest Ecology and Restoration Group
Juan.oliet@upm.es

Capítulo 3

PAJARES GUERRA, Miriam
Graduada en Ciencias Ambientales y Máster Universitario en Restauración en Ecosistemas
Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas
miriam.pajares@fundacionfire.org

Caso Práctico XVI

PALACIOS-RODRÍGUEZ, Guillermo
Doctor Ingeniero de Montes
Departamento de Ingeniería Forestal, ETSI Agronómica y de Montes, Universidad de Córdoba,
gpalacios@uco.es

Casos prácticos V y XI

PRADA SÁEZ, María Aránzazu
Doctor Ingeniero de Montes
VAERSA-Generalitat Valenciana
gis_banco@gva.es

Capítulos 2 y 12

PEMÁN GARCÍA, Jesús
Doctor Ingeniero de Montes
Joint Research Unit CTFC - AGROTECNIO, Departamento de Producción Vegetal y Ciencia Forestal, Universidad de Lleida
jesus.peman@udl.cat

Capítulos 1, 8, 9, 11, 13, 15, 17, 20, 21 y 22

PEÑUELAS RUBIRA, Juan
Ingeniero de Montes
Centro Nacional de Recursos Genéticos Forestales El Serranillo, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico
jlpenuelas@miteco.es

Capítulo 16

PÉREZ CAMACHO, Lorenzo
Doctor en Ciencias Biológicas
Departamento de Ciencias de la Vida, UD Ecología-Grupo FORECO, Universidad de Alcalá. lorenzo.perez@uah.es

Caso práctico XVI

PICOS MARTÍN, Juan
Doctor Ingeniero de Montes
Dept. Enxeñería dos Recursos Naturais e M. Ambiente, Escola de Enxeñería Forestal, Universidade de Vigo
jpicos@uvigo.es

Capítulos 11 y 13

QUERO PÉREZ, José Luis
Doctor en Ciencias Biológicas
Departamento de Ingeniería Forestal, ETSI Agronómica y de Montes, Universidad de Córdoba jose.quero@uco.es

Caso práctico XV

REQUE KILCHENMANN, José
Doctor Ingeniero de Montes
Departamento de Producción Vegetal y Recursos Forestales. ETSII Agrarias, Universidad de Valladolid
Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible UVa-INIA (iuFOR)
jose.reque@uva.es

Capítulo 19

REY BENAYAS, José María
Doctor en Ciencias
Departamento de Ciencias de la Vida, UD Ecología-Grupo FORECO, Universidad de Alcalá
josem.rey@uah.es

Caso práctico XVI

RIGAUD MARTÍN, Alberto
Ingeniero Técnico Agrícola
INDITEC, SAU
alberto.rigaud@grupoortiz.com

Caso práctico II

ROCES DÍAZ, José Valentín
Department of Geography, College of Science, Swansea University
Grupo de Investigación en Sistemas Forestales Atlánticos (GIS-Forest), Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Escuela Politécnica de Mieres, Universidad de Oviedo
J.V.Roces@Swansea.ac.uk

Casos prácticos VI y XII

de ROJAS MARTÍNEZ DE VILLAREAL, Pedro I.
Ingeniero de Montes
Departamento de Estudios y Proyectos, Ingeniería y Gestión del Sur SL
pedroderojasmv@gmail.com

Caso práctico V

ROMERO, Carlos
Doctor Ingeniero Agrónomo
Grupo de Investigación Economía y Sostenibilidad del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid
carlos.romero@upm.es

Capítulo 23

RUEDA FERNÁNDEZ, Jesús
Ingeniero de Montes
rueferje@gmail.com

Capítulo 12

RUIZ-GÓMEZ, Francisco
Doctor Ingeniero de Montes
Departamento de Ingeniería Forestal, ETSI Agronómica y de Montes, Universidad de Córdoba
g72rugof@uco.es

Caso práctico XI

SÁNCHEZ DE LA CUESTA, Rafael
Ingeniero de Montes
Departamento de Ingeniería Forestal, ETSI Agronómica y de Montes, Universidad de Córdoba
rscuesta@uco.es

Caso práctico V

SÁNCHEZ-LÓPEZ, Nuria
Ingeniera de Montes
Ingeniería del Entorno Natural SL
nuria@entornonatural.org

Caso práctico XVII

SANDOVAL TABERA, Javier
Ingeniero Técnico Forestal
Mantenimiento de Infraestructuras SA (MATINSA)
jsandovalt@fcc.es

Caso práctico II

SEGURA ORENGA, Guillem
Ingeniero de Montes
Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València
guillem.segura@gmail.com

Capítulo 25

SERRADA HIERRO, Rafael
Doctor Ingeniero de Montes
Sociedad Española de Ciencias Forestales
rafaelserrada@telefonica.net

Capítulos 1, 8, 9, 11, 13, 14, 15, 20 y 22.
Caso práctico I

TAGUAS RUIZ, Encarnación V.
Doctora Ingeniera de Montes
Departamento de Ingeniería Rural, ETSI Agronómica y de Montes, Universidad de Córdoba
ir2tarue@uco.es

Capítulo 22

TEIXIDÓ COMPAÑÓ, Anna
Ingeniera de Montes
IRTA-Torre Marimon
anna.teixido@irta.cat.

Caso práctico VIII

URBÁN-MARTÍNEZ, Ignacio
Ingeniero Técnico Forestal y Máster en Investigación, Conservación y Uso sostenible de los recursos forestales
Bosques Naturales SA
ignaciourban@bosquesnaturales.com

Caso práctico VIII

VIEITES BERNAD, Santiago
Graduado en Ingeniería Forestal
Ingeniería y Servicios Forestales
info@serviciosforestales.net

Caso práctico VII

VILANOVA SUBIRATS, Antoni
Ingeniero de Montes
Consultor Agroforestal
antoni.vilanova@gmail.com

Caso práctico VIII

VILLAR SALVADOR, Pedro
Doctor en Ciencias Biológicas
Departamento de Ciencias de la Vida, UD Ecología-Grupo FORECO, Universidad de Alcalá
pedro.villar@uah.es

Capítulos 3 y 16. Caso práctico XVI

ZALDÍVAR GARCÍA, Pilar
Ciencias Biológicas y Doctora por la Universidad de Valladolid
Dpto. de Ciencias Agroforestales, ETSII Agrarias, Universidad de Valladolid
pilar.zaldivar@uva.es

Caso práctico IV

Presentación

Supone para nosotros una verdadera alegría poder presentar y compartir con todos los lectores este libro que, como indica su título, quiere abarcar las bases técnicas y ecológicas de los proyectos de repoblación forestal. Este libro es fruto de las aportaciones de 85 autores que, desde sus diferentes especialidades, han abordado los diversos aspectos que en él se tratan. Para nosotros ha sido un orgullo compartir con ellos este proyecto editorial por el que siempre han mostrado un gran compromiso e ilusión. Por tanto, lo primero que queremos decirles como editores es gracias, muchas gracias por su entusiasta participación que esperemos que el lector sepa valorar.

El proyecto de repoblación, entendido como el documento que recoge un conjunto de soluciones técnicas debidamente justificadas para el cumplimiento de unos objetivos de restauración forestal determinados, es el eje central del libro. Y lo justificamos por la necesidad de que toda actuación repobladora o restauradora de la cubierta vegetal se realice tras la reflexión, el estudio y el análisis que son inherentes a todo proyecto técnico. Esta justificación cobra especial relevancia en los tiempos actuales en los que asistimos a una simplificación de las soluciones técnicas restauradoras de la cubierta vegetal. Esta inadmisible simplificación, que tiene lugar por ignorancia técnica o por ser fruto de iniciativas con intención propagandística, es incompatible con la dificultad que entraña restaurar lo degradado y con la diversidad de situaciones que se presentan. La restauración de sistemas forestales, en toda la amplitud que esto supone, es más compleja, y, para abordarla con garantías de éxito, son necesarias una adecuada planificación y ejecución, lo que en la mayor parte de los casos demanda un proyecto técnico elaborado desde la experiencia y el conocimiento. El diseño de un proyecto de repoblación requiere tomar una infinidad de decisiones para las cuales hay que tener un conocimiento preciso de los condicionantes bióticos, abióticos, técnicos, legales y socioeconómicos que las determinan.

Pero si es complejo su diseño, también lo es su ejecución, en la que intervienen otro tipo de condicionantes. Además de la complejidad del diseño y de la ejecución del proyecto, hay que tener presente que este tipo de proyectos, como todos los que tienen un gran contenido biológico, no tienen un resultado cierto o garantizado, sino que dependen de algunos factores externos que no pueden controlarse. Por ello, es tan necesario que a estos proyectos se les realice un minucioso seguimiento que permita interpretar los resultados que se van obteniendo y tomar las medidas necesarias para la consecución de los objetivos, dentro del marco de la gestión adaptativa que tenemos que aplicar a la futura masa forestal.

En el contexto de la Selvicultura mediterránea que se ha desarrollado en España en los últimos 150 años, las repoblaciones forestales han tenido una particular relevancia, no sólo por casi los 6 millones de hectáreas repobladas, sino por las técnicas utilizadas, que han sido reconocidas en numerosas ocasiones como propias y originales de nuestra ingeniería. En estos años se han publicado numerosos tratados que han puesto en evidencia la evolución de los sistemas forestales creados en el marco de estas actuaciones repobladoras. De todos ellos queremos comentar especialmente dos, que reflejan dicha evolución.

El primero de ellos es el libro "Repoblación forestal. Medios de dar valor a eriales y terrenos pobres", de Juan Ángel de Madariaga publicado en 1909, que es el primer libro monográfico sobre repoblación forestal. En él se aborda de forma específica los trabajos hidrológico-forestales y la fijación y repoblación de dunas, que fueron los primeros tipos de repoblación forestal que se realizaron desde las antiguas divisiones hidrológico-forestales. Aunque las técnicas puestas en práctica inicialmente tienen una clara influencia francesa, a partir de las desarrolladas por Demontzey y Bremontier, poco a poco éstas se fueron matizando a través de su aplicación a nuestras condiciones mediterráneas particulares, como así lo ponen de relieve las repoblaciones realizadas, a comienzos del siglo XX, por el propio Madariaga, Primitivo Artigas, Javier de Ferrer, José Reig, Ricardo Cordorniu o Francisco Mira, entre otros ingenieros de montes.

El segundo gran texto, titulado "Técnicas de forestación" que fue publicado en 1975 y coordinado por Miguel Navarro Garnica, recoge hasta 43 técnicas de repoblación originales, y fueron fruto de la intensa labor repobladora que se desarrolló en España desde 1940. La originalidad y el éxito de estas técnicas fue reconocida por la propia FAO y puestas como ejemplo para países de condiciones mediterráneas. Estas técnicas han seguido evolucionando con el tiempo, como se han ido recogiendo en los últimos tratados publicados sobre la materia; en concreto, en la obra de Rafael Serrada del año 1993 (y actualizaciones posteriores) elaborada en el marco de su actividad docente, en el Manual de Forestación de la Junta de Castilla y León de 1995, coordinado por Mariano Monsalve y editado en aplicación del programa de forestación de tierras agrarias de la PAC en dicha región, y en la obra de Jesús Pemán y Rafael Navarro-Cerrillo de 1998, también desde el ámbito de la docencia.

Desde estas publicaciones han pasado más de 20 años, y gracias al esfuerzo investigador realizado a lo largo de ellos, tanto en aspectos básicos como aplicados, hoy se dispone de un mayor conocimiento científico-técnico de muchos aspectos de la actividad repobladora, como son los procesos fisiológicos vinculados al arraigo de las plantas, las interacciones de competencia y facilitación, la diversidad intraespecífica de los materiales forestales de reproducción, los atributos que definen la calidad funcional de la planta de vivero, los efectos que tienen ciertas técnicas de establecimiento sobre algunas propiedades del suelo o el uso de protectores o mejoradores del suelo, por poner algunos ejemplos. Sintetizar y orientar la aplicación práctica de los resultados de estas investigaciones ha sido la justificación, y el gran reto, asumido en esta publicación.

El libro se estructura en 25 capítulos de contenido teórico que se agrupan en cuatro grandes unidades. La primera hace referencia a las bases ecológicas, que son desarrolladas en los cinco primeros capítulos. La segunda abarca la planificación estratégica, que se

desarrolla en los tres capítulos siguientes. La tercera unidad desarrolla las bases técnicas a lo largo de once capítulos y, por último, la cuarta unidad se centra en el proyecto técnico a través de seis capítulos.

Además de estos capítulos teóricos, el libro recoge 17 casos prácticos de repoblación forestal o de restauración de la cubierta vegetal a través de la exposición de proyectos específicos en donde se presentan los condicionantes previos del proyecto, las soluciones técnicas elegidas y su resultado final. Esta colección de casos prácticos pretende poner de manifiesto algunos ejemplos sobre la diversidad de situaciones que se pueden encontrar dentro del proceso restaurador en función de cuáles sean sus objetivos y los condicionantes del mismo.

Esperamos que este libro contribuya a la renovación del *corpus* científico y técnico de la Selvicultura. Esta renovación, necesaria y permanente, en el formato de libro colectivo y transversal, se inició con el Compendio de Selvicultura aplicada en España, publicado en 2008, le siguió el libro de Producción y manejo de semillas y plantas forestales, publicado en dos tomos en 2012 y 2013, y finalmente éste, que ve la luz en 2021.

También esperamos que este trabajo pueda contribuir a hacer más visible al cada vez más oculto sector forestal español, necesitado de que se reconozca su importancia en los ámbitos ecológico, económico y social por parte de una sociedad centrada en lo urbano.

Por último, hacemos un llamamiento a los ámbitos de decisión que fijan las políticas de gestión del medio natural, para que no se relegue la importante labor de repoblación forestal que queda pendiente y no se abandone el cuidado de las numerosas y diversas masas artificiales logradas a lo largo del tiempo y que son un laboratorio vivo de donde extraer información y conocimiento para seguir trabajando.

Los coordinadores

Índice

Tomo 1

Bases ecológicas 1

1 La repoblación forestal 3

2 Materiales forestales de reproducción. Bases genéticas 52

3 Factores y procesos ecofisiológicos determinantes del arraigo y establecimiento de las plantas en las repoblaciones forestales 89

4 La estación forestal y su homologación ecológica en los trabajos de repoblación forestal 128

4A Anexo. Reseñas metodológicas para la caracterización ecológica de estaciones forestales 174

5 La descripción de la cubierta vegetal en los proyectos de repoblación forestal 196

Planificación estratégica 235

6 La repoblación forestal en la planificación del territorio 237

7 Criterios e indicadores bioclimáticos para la orientación y planificación estratégica de las repoblaciones forestales 285

8 Demandas sociales sobre los montes. Objetivos preferentes del proyecto de repoblación rodal a rodal: modelos de masa a conseguir ... 343

Bases técnicas 359

9 Condicionantes del proyecto de repoblación 361

10 Diseño y métodos de la repoblación 396

11 Elección de especies 435

12 Elección de los materiales forestales de reproducción 475

13 Tratamientos sobre la vegetación 575

14 Procedimientos de preparación del suelo 625

14A Preparación del suelo y economía del agua 703

15 Siembras y plantaciones 722

16 La calidad de los materiales de reproducción 781

17 Métodos de protección de la repoblación forestal 823
18 Control de la competencia en repoblaciones forestales 884
19 Cuidados culturales durante el establecimiento y el mantenimiento de la repoblación 936

Tomo 2

El proyecto de repoblación 1
20 El proyecto de repoblación 3
21 La seguridad y salud laboral 39
22 Evaluación ambiental de los proyectos de repoblación 95
23 Evaluación financiera del proyecto de repoblación 152
24 La ejecución del proyecto de repoblación forestal. La dirección de obra 178
25 Control integral y seguimiento de repoblaciones forestales 212
25A Pautas para el diseño experimental en estudios de seguimiento de repoblaciones 254
Casos prácticos 261
I Repoblación hidrológico-forestal en los montes Vallecina y Robledo (CUP 100, GU-3034) y Bienes Comunales (GU-3029), término municipal de Retiendas, Guadalajara 263
II Restauración de zonas periféricas en el ámbito del Parque Forestal de Valdebebas-Felipe VI (Madrid) 293
III Restauración de áreas afectadas por explotaciones mineras. Mina Poderosa 303
IV Los arbustos nodriza en la restauración forestal de minas de carbón del noroeste de Palencia 317
V Restauración de dehesas de encina (*Quercus ilex* L. subsp *ballota* Desf. Samp.) en Andalucía 337
VI Plantaciones de aliso (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn) en antiguas zonas agrícolas en el monte de la Parroquia rural de Barcia y Leiján (Valdés, Asturias) 367
VII Plantaciones truferas (“Plantación de Julio”) 378
VIII Plantaciones de nogal para madera 390
IX Plantación de *Castanea sativa* var. ‘Verata’ en el valle del Ibor (Cáceres) 417
X Plantaciones bioenergéticas 429

XI	Forestación de terrenos agrícolas: plantación de pino carrasco en Huéscar (Granada) y plantación mixta de algarrobo y encina en Puerto Real (Cádiz)	445
XII	Repoblación con tres especies del género *Pinus* (*P. sylvestris*, *P. pinaster* subsp. *atlantica* y *P. nigra* var. *corsicana*) en una zona montañosa con riesgo de erosión en la Región Atlántica española (Tineo, Asturias)	461
XIII	Restauración de bosques de ribera: el caso de los ríos Arga y Aragón (Navarra)	469
XIV	Restauración posincendio en El Rodenal de Guadalajara (Sistema Ibérico)	493
XV	Repoblación forestal en el semiárido: monte Sierra Alhamilla (Níjar, Almería	507
XVI	Plantación de islotes forestales y setos como infraestructura verde para ayudar la regeneración natural en paisajes agrícolas mediterráneos	523
XVII	Gestión y restauración de poblaciones de *Tetraclinis articulata* en la Región de Murcia	533

Bases ecológicas

Capítulo 1
La repoblación forestal

Jesús PEMÁN GARCÍA, Rafael SERRADA HIERRO,
Pedro ALCALDA VERGARA, Rafael Mª NAVARRO CERRILLO

1. Bases selvícolas de la definición de repoblación forestal

Una somera revisión de la literatura especializada bastaría para constatar que el acotamiento del concepto de repoblación forestal dista mucho de ser una tarea sencilla, y ello es así pese a que se ha invertido una considerable cantidad de tiempo y esfuerzo en intentarlo. Puede sospecharse, a la vista de esta situación, que una de las causas de ello puede hallarse en la juventud del conocimiento forestal, ya que, como se ha visto, si bien pueden encontrarse preceptos forestales puntuales en no pocas obras pertenecientes a diferentes y distantes épocas históricas, el saber forestal no inicia su sistematización en un cuerpo organizado de conocimiento hasta el siglo XIX. Otra causa puede hallarse en que toda vez que pretendiendo acotar el término se facilita una definición, esta descansa sobre unos supuestos previos y parámetros de referencia que difieren de autor en autor. Otro posible motivo puede encontrarse en la multifuncionalidad de las masas forestales, lo que hace difícil contener en una sola definición la diversidad de funciones y la función preferente de la masa forestal a instalar. De todos modos, y pese a las dificultades mencionadas, es ineludible acometer la tarea de dar una definición si se pretende alcanzar algunas conclusiones sobre la naturaleza de este concepto.

Entre los aspectos básicos que componen la selvicultura, el primero de ellos hace referencia a la regeneración de la masa forestal en tratamiento, entendida como el procedimiento mediante el cual se garantiza la creación o perpetuación de un tipo determinado de vegetación, bien mediante medios artificiales o a través de los mecanismos naturales con que cuentan las especies. En este marco, se puede entender que la repoblación forestal es un bloque homogéneo de conocimiento dentro de la selvicultura.

La regeneración de las masas forestales puede ser clasificada, en sentido amplio, como natural o artificial, entendiendo como regeneración natural el proceso por el cual en un espacio dado se produce la aparición de nuevos pies de distintas especies forestales sin intervención de la acción directa o indirecta del hombre. Tras este planteamiento inicial, cabe preguntarse por las causas o, más bien, por las situaciones o circunstancias en que esta regeneración natural aparece. Una propuesta en este sentido es que cuando se observa la presencia de regeneración natural, planteada en sentido amplio, puede ser conveniente informar si es como consecuencia de alguna de las siguientes situaciones (Serrada 2011):

- Regeneración natural en espacios sin variación de la espesura de la masa preexistente. Se trata de un proceso por el cual, especies presentes o especies que no forman parte del vuelo de la masa inicial, incrementan su presencia tras una diseminación, germinación e instalación de nuevos brinzales. Este proceso podría ser denominado colonización. Es un proceso permanente en los ecosistemas forestales. Sobre montes más o menos degradados, o sobre terrenos agrícolas abandonados, se manifiesta muy frecuentemente al cesar los tratamientos anticulturales o el pastoreo. Tiende a dar como resultado masas irregulares y mixtas.

- Regeneración natural en espacios que han sufrido fuertes perturbaciones. Las más frecuentes en nuestros montes son los incendios, los vendavales, los aludes y la acción de plagas y enfermedades. En función de las especies afectadas, la fuente de semillas y la naturaleza de la perturbación, manifiesta diferentes velocidades y resultados. En el caso de incendios tienden a aparecer masas regulares. Este proceso podría ser denominado restauración natural.

- Regeneración natural en montes tratados por cortas de regeneración. Es el proceso consecuente con un determinado modo de tratamiento de las masas forestales que es ejecutado, precisamente, con la intención de renovar el vuelo. La composición específica y la estructura de la masa resultante pueden adoptar muy diferentes formas según el sistema selvícola aplicado. Es lo que en Selvicultura se denomina, en sentido estricto, regeneración natural.

Los procesos enumerados participan de mecanismos, factores y condicionantes comunes, su estudio en todo caso es de gran interés en la selvicultura, pero puede resultar trascendente concretar si el tipo de regeneración observado corresponde a una colonización, una restauración o una regeneración como consecuencia de cortas. En el caso de montes degradados es importante poder predecir si se puede alcanzar una colonización o una restauración espontánea.

Se han planteado dos definiciones para la regeneración natural por semilla de las masas forestales. La primera considera la regeneración natural, por oposición a la regeneración artificial, como aquella que se produce sin intervención humana en lo referente a la distribución de la semilla y su germinación, aunque se apliquen ayudas sobre el vuelo o sobre el suelo para facilitar la germinación y mejorar la viabilidad de las plántulas (Daniel *et al.* 1982).

La segunda definición se centra en concretar el origen de la semilla (Lanier 1986). Se define como regeneración natural aquella en la cual las semillas proceden de los pies del rodal que se está tratando. Bajo esta definición se incluye la actividad de regeneración que consistiera en recolectar semillas del rodal a regenerar, almacenarlas debidamente y proceder más adelante a su siembra o incluso a producir planta en un vivero para posteriormente, y tras una correcta preparación del suelo, instalarlas en el rodal a regenerar. Los autores que aceptan esta definición se refieren a esta última hipótesis como regeneración natural ayudada. Salvando esta excepción, ambas definiciones son coincidentes.

El modo en que se consigue la regeneración natural en el tiempo y en el espacio condicionará en gran manera la composición, la estructura y la evolución de la nueva masa. Los factores y condicionantes que influyen en la regeneración natural son muy variados, difíciles de enumerar y de cuantificar.

Por contraposición a la regeneración natural, se entiende por regeneración artificial aquella que se consigue a partir de semillas de pies de masa diferente a la que se está tratando, según una forma de definir, lo que supone una acción humana para realizar la consiguiente siembra o plantación, según otra forma de definir, es la regeneración artificial. Aplicando la regeneración artificial se puede, caso más frecuente, mantener la misma o mismas especies principales, o bien proceder, caso menos frecuente, a sustituir la especie principal.

La regeneración natural, obtenida ordinariamente por la dispersión de las semillas de la masa que se está tratando, constituye la herramienta básica de trabajo en la selvicultura extensiva, mientras que la aplicación de la regeneración artificial o de la natural en monte bajo, tiende a definir a la selvicultura intensiva, todo ello salvando numerosas excepciones. Las técnicas necesarias para conseguir la regeneración artificial, incluido el estudio de semillas forestales y viveros, son las mismas que las empleadas en la repoblación forestal. Dada la gran variedad de técnicas y situaciones que la repoblación forestal impone en España, es tradicional separar estas enseñanzas de la impartición de la selvicultura, por lo que se requieren otros textos específicos como el presente.

Es difícil acceder al correcto conocimiento de la selvicultura y de las repoblaciones forestales sin el conocimiento adecuado y suficiente de una serie de ciencias que aportan la base para cualquier acción restauradora de la vegetación y de su tratamiento. Estas ciencias, fundamentalmente, son:

- Botánica y Geobotánica. Suministran los conocimientos esenciales sobre las especies que componen el reino vegetal, su clasificación, su organización en el espacio y la forma como se distribuyen en el territorio.
- Meteorología y Climatología. Estudian los elementos que componen el tiempo atmosférico y el clima, y las variaciones que caracterizan a una región y cuya influencia en el desarrollo del suelo y la vegetación es trascendental.
- Edafología. Es la ciencia que estudia el suelo desde el punto de vista físico, químico, biológico y dinámico, así como la influencia de las propiedades edáficas en el crecimiento de las plantas.

- Ecología. Estudia la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, mediante la integración de todos los elementos que los componen. En los ecosistemas forestales estos se refieren básicamente al suelo, el clima, las comunidades vegetales y las comunidades animales asociadas.
- Ecofisiología. Estudia las adaptaciones fisiológicas de los organismos a un hábitat o a una condición ambiental determinada.
- Genética. Estudia la herencia de los caracteres, aplicada en este contexto a las especies forestales. La mejora genética, como ciencia aplicada, está dirigida a la obtención de individuos genéticamente superiores para rasgos de interés.

El conocimiento sobre la creación de plantíos en el siglo XVIII

Henry Louis Duhamel du Monceau (1700-1782), botánico e Inspector General de la Marina francesa, influyó notablemente en la cultura española de la Ilustración con sus tratados de pesca, agricultura y selvicultura. Constituye un magnífico ejemplo de científico ilustrado entregado a las ciencias y a la difusión de los conocimientos. Es considerado el tratadista de agricultura que ejerció una mayor y más duradera enseñanza en nuestro país. Sus obras de carácter selvícola jugaron, también, un papel decisivo en la difusión de la selvicultura, gracias a las traducciones que de las mismas mandó realizar el Consejo de Castilla a D. Casimiro Gómez de Ortega, primer catedrático del Jardín Botánico de Madrid. Duhamel expone con una claridad meridiana el estado del conocimiento selvícola en el prólogo de su libro titulado *Des semis et plantations des Arbres, et de leur culture; ou méthodes pour multipliquer et élever les arbres* que fue publicado en 1760 y traducido al español por Gómez de Ortega en 1773:

"…aquella parte de la Agricultura que concierne a los Bosques y Montes, constituye una ciencia muy dilatada, que hasta el presente ha estado abandonada en manos de meros jornaleros, que apenas atienden mas que a recoger el mayor fruto posible de sus faenas. Esta especie de Jardineros alquiladizos, que llaman Plantadores o Arbolistas, y que no tienen más norte, ni más instrucción que una práctica grosera, nunca contrahen la facilidad de reflexionar sobre los principios de su arte: siendo el interés como único blanco y mobil de su industria el que llama exclusivamente su atención…es, pues, muy limitado el estudio de los Arbolistas; los quales siguen sin mas uso de la razón una práctica hereditaria: y quando estos hombres, que solo tienen dicho ejercicio empírico, y se hallan reducidos á un estrecho círculo de ideas, se han puesto alguna vez a comunicar á otros sus observaciones, han explicado sus métodos de un modo tan confuso, que apenas se puede sacar instrucción,…siendo la mayor parte de Autores, que han escrito sobre la repoblación de los Montes, meros aficionados, que poseen mas bien el arte de escribir con elegancia, que lo esencial de la materia. En lugar de empezar a formándose un fondo de observaciones y experiencias, que es imposible adquirir sin larga práctica prefieren el dexarse llevar de sistemas que les sirven de base en sus raciocinios, mas especiosos que sólidos, por no tener el debido apoyo en la experiencia. Se advierte á la verdad en sus escritos una pomposa ostentación de eloquencia y de expresiones que deslumbran y aun seducen: pero no dexan tras sí instrucción alguna."

Este tratado, en los diferentes libros de los que consta, aborda todos los temas necesarios para la conservación y regeneración de los bosques, al abarcar el estudio del terreno, de la exposición, de la elección de las especies de árboles, de los diferentes modos de multiplicar árboles o

cultivar plantas en los planteles, del plantío de árboles, de la conservación de los bosques y de su restablecimiento. Dice Gómez de Ortega, en el prólogo de la traducción del libro de Duhamel, que ningún tratado del autor es de más directa y general utilidad que este, ni más necesario en España. Esta necesidad la justifica por la falta de árboles existentes en nuestro país, que no debe ser atribuida exclusivamente a la falta de lluvias. Para Gómez de Ortega la aridez del territorio está, también, justificada por esa escasez de árboles y hace referencia a los obstáculos existentes por el gusto de los plantíos en nuestra Patria, que resume en las siguientes creencias por parte de los agricultores: "i) Los árboles son refugio de aves y chupan el jugo de la tierra, ii) El largo turno que se necesita para su disfrute, bien en madera o leñas, iii) Las experiencias de plantíos en Francia o en Inglaterra no son aplicables a España."

Gómez de Ortega indicaba que estas creencias han fomentado "un aborrecimiento casi natural a plantar árboles."

2. La definición de repoblación forestal

La definición básica de repoblación forestal es la que recoge el Diccionario de la Real Academia Española, que la define como "la acción y el efecto de reforestar". A su vez reforestar se define como "repoblar un terreno con plantas forestales". La voz forestar, en este mismo diccionario, se define como "poblar un terreno con plantas forestales".

No obstante, el concepto que la mayoría de los técnicos forestales tienen de estas voces va más allá de estas definiciones, por lo que es conveniente analizar la evolución de este concepto a lo largo del tiempo. Jordana (1900) no recoge la voz repoblación forestal pero si el término poblar que define como "la acción de cubrirlos o vestirlos [a los montes] naturalmente o por procedimientos de cultivo de la vegetación forestal propia de los mismos".

Años después, Ramos (1965) definiría el término de repoblación artificial como la "creación de una masa vegetal en un terreno desprovisto de ella, mediante el esfuerzo humano". Merece llamar la atención sobre la utilización del concepto de masa, aunque hubiera sido más propio hablar de forestal en lugar de vegetal, para evitar su confusión con los cultivos agrícolas arbóreos.

Una definición mucho más completa se puede encontrar en Ramos (1987), donde se define la repoblación forestal como "la actividad reforestadora, mediante plantación o siembra artificial, cuyo objetivo es la creación de zonas arboladas con objetivos de producción maderera, protección del suelo, paisajismo y recreo. Generalmente, con notables excepciones como en el caso del hábitat de algunos matorrales climácicos de altura, se ha aplicado con fines restituidores del árbol en zonas antiguamente arboladas en las que la masa forestal desapareció por el fuego o por la acción humana (por ejemplo, pastoreo excesivo, roturación de tierras, aprovechamiento desordenado, etc.). Por extensión se utiliza esta expresión para designar todo el conjunto de árboles introducidos artificialmente, a veces en el área natural o potencial de la especie o especies utilizadas en la repoblación, a veces desgraciadamente no. Ejemplo notorio de esta última situación es la repoblación de especies exóticas de crecimiento rápido en el área natural de árboles autóctonos desaparecidos". En esta definición no se tiene en cuenta la creación de una masa forestal aunque sí explicita

que su finalidad está dirigida a la consecución de unos objetivos. Esta definición tiene un carácter restrictivo al limitar la repoblación al empleo de especies arbóreas.

García Abril *et al.* (1989) afirman que repoblar "es volver a poner (plantas) en un lugar que estuvieron antes, o que ahora se encuentran en un número pequeño o en condiciones precarias. La repoblación forestal instala principalmente árboles, aunque su objetivo de recuperación abarca el matorral y el pasto. La construcción del bosque, donde no hay o se encuentra en estado ruinoso, compete a la repoblación forestal, mediante la siembra de diversas especies o su plantación. La recuperación del bosque es, así, un fin primordial de la repoblación forestal". Esta definición supera el carácter restrictivo de la anterior aunque postula como objetivo de la misma la creación de un bosque y no se refiere a los objetivos que con el mismo se persiguen.

Una definición más precisa y completa de esta voz es la realizada por Serrada (2000), que define la repoblación forestal como "el conjunto de técnicas que son necesarias aplicar para crear una masa forestal, formada por especies leñosas (arbóreas o arbustivas), que sean estables con el medio, en un terreno cuya vegetación actual es ineficaz en mayor o menor grado según el uso asignado al territorio, y que adoptando las características deseadas, cumple los fines que de ella se demandan". Sobre esta definición se pueden realizar algunas apreciaciones que, siguiendo a su autor, son:

- "…crear una masa forestal". Aunque el concepto de masa forestal es difícil de definir por la variabilidad de las interpretaciones existentes, cabe entender por tal, toda cubierta vegetal forestal (no agrícola) con cierto grado de densidad o espesura (Ruiz de la Torre 1990). La característica de masa forestal viene, por tanto, determinada por su espesura, por el carácter forestal de la cubierta vegetal implantada y también por ser de cierta extensión. La acepción más restringida de este término, y a la vez la más utilizada, relaciona la masa forestal con las formaciones arbóreas o arbustivas. Este concepto estricto de masa forestal presentaría algunas limitaciones cuando se están haciendo determinados tipos de repoblaciones específicas, tales como cortinas rompevientos, repoblaciones de apoyo a la ganadería o, incluso, en muchos de los trabajos de forestación en terrenos agrícolas que se forestan a densidades bajas. Lo anterior supone que debe entenderse el concepto de masa forestal no *sensu stricto*, sino con una concepción más amplia, evitando asociarla a masas forestales continuas que, en muchos casos, no son propias de nuestro paisaje vegetal.
- "...en un terreno cuya vegetación actual es ineficaz en mayor o menor grado según el uso asignado al territorio". El término ineficaz, según el autor, quiere indicar que la vegetación no cubre las necesidades económicas de la sociedad o no realiza la función de producción de beneficios indirectos que de ella cabría esperar. De lo anterior se deduce la necesidad del estudio y diagnóstico de la vegetación existente en el lugar a repoblar. El diagnóstico, tras el estudio, contribuirá a elegir entre su tratamiento de mejora, su mantenimiento sin tratamiento o su eliminación, total o parcial, en función de las ventajas que su presencia pueda aportar y de la competencia que suponga para las especies a introducir. Además, cabría resaltar la expresión según el uso asignado al territorio, ya que las repoblaciones forestales, o mejor dicho los planes de reforestación, deben formar parte de la

concepción más amplia de una planificación del territorio forestal mediante la gestión y ordenación integral del territorio (Montero de Burgos y Alcanda 1992).

- "...que sea estable con el medio". Y en el tiempo, sin que su pervivencia, crecimiento y reproducción dependan de una acción permanente o intensa del hombre. Esta estabilidad equivale a lo que otros autores definen como persistencia autónoma, que es una característica diferencial, entre otras muchas, de las masas forestales frente a los cultivos agrícolas.
- "...que cumpla los fines que de ella se demandan". Esta expresión suele llevar a confusión ya que muchas veces se entiende que la repoblación forestal es un fin en sí misma y no un medio para conseguir unos fines u objetivos determinados. La repoblación forestal tiene como objetivo la creación de una masa forestal, con las características anteriormente descritas, la cual a su vez puede tener una finalidad preferente o múltiples finalidades (García Salmerón 1991).

Las dos definiciones más recientes de este término son más incompletas e imprecisas que la anterior. En este sentido, la actual Ley de Montes del año 2003, modificada en 2014, define la repoblación forestal como "el establecimiento de especies forestales en un terreno mediante siembra o plantación". Por otro lado, el Diccionario Forestal (SECF 2005) define repoblación forestal como "todas las operaciones que contribuyen a la creación de una nueva masa forestal en una superficie que pudo o no haber estado previamente cubierta de bosque, hasta que se la considera implantada. También se designa así a la masa forestal artificial creada".

A pesar de los esfuerzos en dar contenido al concepto de repoblación forestal para ser expresado en una definición ampliamente aceptada, existen otras voces que permiten matizar con más precisión las diferentes actuaciones que se llevan a cabo para la creación de una masa forestal artificial. Si se atiende al carácter, forestal o no, de la superficie a repoblar se utilizan normalmente las voces de reforestación y forestación. En el *World symposium on man-made forests and their industrial importance* (FAO 1967) se definió forestación como el "establecimiento artificial de bosques en terrenos que previamente [dentro de la memoria de una generación ó 50 años] no sostenían bosques". Parecida es la definición que recoge la Ley de Montes de 2003 al considerar la forestación como la "repoblación, mediante siembra o plantación, de un terreno que era agrícola o estaba dedicado a otros usos no forestales". Por otro lado, en el citado simposio se definió la reforestación como el "establecimiento artificial de bosques en terrenos que previamente sostenían bosques, reemplazando la masa previa por otra de diferente producción". Este último matiz sobre el objetivo de la nueva masa forestal creada no se han tenido en cuenta en las definiciones más actuales, como la actual Ley de Montes, que define la reforestación como la "reintroducción de especies forestales, mediante siembra o plantación, en terrenos que estuvieron poblados forestalmente hasta épocas recientes, pero que quedaron rasos a causa de talas, incendios, vendavales, plagas, enfermedades u otros motivos". Para estos dos términos, el Diccionario Forestal (SECF 2005) coincide con lo dispuesto en la legislación básica forestal.

Queda claro, a la vista de estas definiciones, que el término de repoblación forestal tiene un carácter más genérico, englobando el significado de las voces forestación y

reforestación. Esta imprecisión ha motivado que se venga insistiendo, desde hace tiempo, en la necesidad de sustituirlo por los anteriores, aunque debido a lo arraigado que está en el ámbito técnico y su carácter más general su uso sigue vigente.

Además de estas voces, existen otros conceptos que hacen referencia a actividades concretas que se pueden realizar entre la regeneración natural de una masa forestal y la forestación de un terreno no forestal. De estas voces merecen destacarse, entre otras, las siguientes:

- Arboricultura. Cultivo de árboles y arbustos en individuos o grupos, generalmente con finalidad ornamental más que para su uso y aprovechamiento (SECF 2005).
- Bosque plantado. Bosque compuesto por árboles establecidos por medio de plantación y/o siembra deliberada de especies nativas o introducidas. El establecimiento se realiza a través de forestación en terrenos que hasta entonces no estaban clasificados como bosques y mediante reforestación de áreas ya clasificadas como bosques (FAO 2010). Este concepto engloba al de plantaciones forestales. Es sinónimo de masa forestal artificial.
- Densificación. Comprende labores de aumento de la densidad de masas forestales escasamente pobladas o cubiertas vegetales de poca espesura, con ejemplares de la especie dominante (SECF 2005).
- Enriquecimiento. Acción y efecto de aumentar el número de especies presentes en una masa forestal donde existe una cobertura arbórea o arbustiva previa mediante la introducción de otras diferentes a la principal (SECF 2005).
- Implantación de cubiertas menores. Acciones encaminadas al aumento o establecimiento de especies de porte arbustivo o de matorral. Excepcionalmente se recurrirá al uso de especies herbáceas como pioneras que faciliten el establecimiento de especies de mayor porte (SECF 2005).
- Plantaciones forestales. Masas forestales compuestas principalmente por especies exóticas que se dedican a un fin productivo (FAO 2010). Aunque la voz plantación significa acción y efecto de plantar y se debería relacionar con un método concreto, este término se ha extendido haciendo mención a una función preferente de la masa artificial muy particular, propia de la selvicultura intensiva.
- Repoblación bajo cubierta. Siembra o plantación realizada bajo una masa forestal (SECF 2005).
- Primera repoblación. Repoblación forestal de terrenos desnudos (MAGRAMA 2009).
- Segunda repoblación. Repoblación de superficies de bosque cortadas o quemadas (MAGRAMA 2009).

En relación con la actividad de introducir y favorecer la vegetación forestal en espacios degradados, recientemente ha irrumpido como una ciencia dotada de su cuerpo propio de conocimiento la ecología de la restauración (figura 1.1). En su sentido más amplio, se entiende por restaurar "el proceso de favorecer el restablecimiento de un ecosistema que ha sido dañado, degradado o destruido" (SER 2004). Se considera que un ecosistema se ha restablecido, y por ende restaurado, cuando contenga suficientes recursos bióticos y abióticos que le permitan continuar su desarrollo sin necesidad de futuras intervenciones,

pueda mantenerse estructural y funcionalmente, demuestre ser resiliente a los rangos normales de estreses ambientales y a las perturbaciones, e interactúe con los ecosistemas contiguos en términos de flujos bióticos y abióticos (Bradshaw 2002).

Aunque luego se abordará con más detalle, la restauración implica en cierto modo una vuelta al origen, pero ¿a qué origen? En el ámbito de la restauración ecológica, se habla del ecosistema de referencia como modelo para la planificación y posterior evaluación de los proyectos de restauración (Aronson *et al.* 1995). Su descripción es, hoy en día, uno de los temas de mayor debate (Hilderbrand *et al.* 2005), ya que a partir del ecosistema de referencia actual debería inferirse cuál era su situación en sus primeras etapas de desarrollo y cual serían sus características si eliminamos todos los impactos negativos que la influencia del hombre ha podido ocasionar en el tiempo (Dufour y Piégay 2009).

Un matiz diferente tiene el término de rehabilitación que, aunque comparte las técnicas y los medios de la restauración, difiere en su objetivo final. La rehabilitación no pretende recuperar las funciones alteradas del sistema ecológico, sino a uno o varios elementos singulares de su estructura. Un ejemplo podría ser, en el ámbito de la restauración forestal, la discusión entre el óptimo natural y el óptimo forestal propuesto por Montero de Burgos (1987).

El término recuperación se aplica cuando la situación de partida es un ecosistema destruido, y que dependiendo de cuál sea su objetivo final, pueden calificarse como restauración o rehabilitación (Bradshaw 2002; SER 2004). Se interpreta como la asignación a un paisaje de un uso nuevo que no necesariamente tiene una relación con la estructura y funcionamiento del ecosistema natural (Harris *et al.* 2006). La reparación asume que es necesario una gestión permanente del ecosistema.

Otro concepto es el de recreación que hace referencia a la creación de ecosistemas o hábitats que no existían antes de la perturbación de origen antrópico. Suelen centrarse en la reproducción de determinados escenarios visuales emblemáticos (humedales, bosques) aproximándose más a los objetivos de los parques temáticos de naturaleza o de los zoológicos o jardines botánicos que a los de una restauración de ecosistemas (SER 2004).

En el ámbito de la restauración ambiental es frecuente la utilización del término revegetación cuyo carácter es aún más genérico que el de repoblación forestal, pudiendo definirlo como la reintroducción de cualquier especie vegetal sobre una superficie sobre la que la acción antrópica ha eliminado la cubierta vegetal existente. No usa necesariamente especies del ámbito forestal ni tiene por objetivo la creación de una masa forestal. Muy frecuentemente se aplica este término a acciones sobre desmontes y escombreras, lugares que por su reciente aparición nunca han mantenido ningún tipo de vegetación, lo que hace dudar sobre el acierto del prefijo “re”.

Si se realiza un esfuerzo de integración de los todos los términos antes comentados (figura 1.1), queda patente como la repoblación forestal es una herramienta fundamental en la restauración ecológica. La posibilidad de transformar el ecosistema alcanzado con las actuaciones de rehabilitación o recuperación en un ecosistema de mayor madurez, aunque no es corriente en los esquemas restauradores, sí se está produciendo en el ámbito forestal. Pertenecerían a este tipo de actuaciones, las transformaciones de eucaliptares en montes

de alcornoque o encinas que tienen lugar en Extremadura y Andalucía, la transformación de choperas de *Populus ×euramericana* en sotos de ribera en los montes públicos de gran parte de España o la de los pinares de *Pinus radiata* en el fayal-brezal en Canarias.

Si bien es obvio que, pese a la pequeña muestra de definiciones presentadas, hay una gran heterogeneidad entre ellas, de las mismas puede extraerse algunos elementos genéricos, que sirven para iniciar la caracterización del saber repoblador:

- Las repoblaciones forestales son un campo de conocimiento que tiene dimensiones científicas y tecnológicas propias.
- Como todo campo del saber, se inscribe en otro más amplio que es la selvicultura, de la cual se considera una parte fundamental. El técnico repoblador, al decidir sus propuestas, tiene que conocer la evolución y los tratamientos que en el futuro es posible y necesario aplicar a la masa resultado de su acción.
- Las repoblaciones forestales, que tiene un objetivo protector, se refieren, en sentido estricto, a las actividades de restauración o rehabilitación de ecosistemas forestales que tiene lugar dentro de un entorno de naturaleza forestal. No obstante, aunque la repoblación forestal hace referencia a los conocimientos en el campo forestal, sería una simplificación defender que las repoblaciones forestales se hallan restringidas a este campo solamente, puesto que fuera de él existen asimismo acciones restauradoras, a las cuales puede contribuir notablemente el conocimiento forestal.

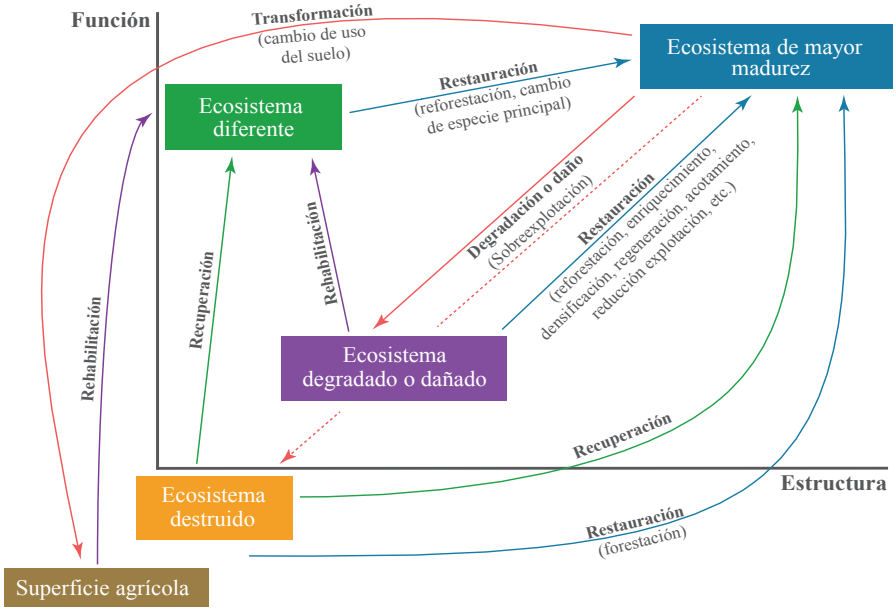


Figura 1.1. Diferentes opciones para el restablecimiento de un ecosistema degradado (modificado de Bradshaw (2002)).

3. Clasificación de las repoblaciones

El objetivo preferente de las repoblaciones forestales es el criterio más importante para establecer la sistemática de las mismas. Estos objetivos se pueden agrupar genéricamente en dos grandes grupos: producción de materias primas y protección del suelo, la atmósfera o de la biodiversidad, lo que da lugar a poder hablar con propiedad, de ahora en adelante, de repoblaciones productoras y de repoblaciones protectoras (orientadas preferentemente a los servicios ecosistémicos de acogida, regulación y sociales).

La planificación, la técnica, el impacto ambiental y la justificación de las repoblaciones protectoras son totalmente divergentes de lo correspondiente a las repoblaciones productoras, hasta el punto que la confusión o simplificación existente entre las dos actividades (motivada por la existencia del término genérico de repoblación forestal, que se ha extendido a las normas administrativas, los medios de comunicación y los debates medioambientales) conduce, con excesiva frecuencia, a tomar la parte por el todo.

Toda masa forestal, independientemente de su origen, puede y debe, en aplicación del principio del uso múltiple del monte, producir varias utilidades de una forma simultánea, pero al igual que al determinar su tratamiento se debe fijar una utilidad preferente, cuando se trata de proyectar una repoblación forestal, se debe fijar su objetivo preferente como condición previa, lo que informará la mayor parte de las decisiones a tomar en la redacción del proyecto correspondiente.

En función del objetivo u objetivos designados como preferentes, se puede establecer una clasificación sencilla de los principales tipos de repoblación (García Salmerón 1991):

- **Repoblaciones genéricas.** Tienen como objeto la creación de masas forestales que según sus fines principales pueden subdividirse en:
  - **Repoblaciones de producción.** Tienen como finalidad la producción de bienes directos tales como la madera, la fibra, la bioenergía y/o los productos forestales no maderables.
  - **Repoblaciones de protección.** Tienen como finalidad principal la defensa de embalses, riberas, vegas, la lucha contra la erosión, la fijación de dunas y otras actuaciones para la conservación o mejora del medio ambiente, sin perjuicio de que puedan utilizarse para la producción de madera y otros productos forestales no maderables (MAGRAMA 2009).
- **Repoblaciones específicas**. Cumplen una finalidad determinada y concreta, sin que para ello sea necesario que formen extensas masas forestales, aunque puedan hacerlo. Algunos ejemplos son:
  - **Protección eólica**
    - De fijación: dunas litorales.
    - De protección: cultivos, viviendas, instalaciones.
  - **Auxiliares de la ganadería**
    - Protectoras de la vegetación pratense.
    - Protectoras del ganado: alimentación y confort.

- **Protección de la fauna silvestre**
  - De la fauna piscícola: bosques de galería.
  - De la fauna terrestre: alimento y cobijo.
  - Fomento de la caza: alimento y refugio.
- **Auxiliares de la agricultura**
  - Protectoras de construcciones rurales.
  - Protectoras de cultivos.
- **Defensa de núcleos urbanos**
  - Defensa contra ruidos y contaminaciones.
  - Defensa de agua potable.
- **Fomento del ocio y esparcimiento**
  - Cinturones forestales periurbanos: parques periurbanos.
  - Potenciación de actividades recreativas: áreas de esparcimiento.
- **Defensa de vías de comunicación**
  - Mejora de la seguridad del tráfico
  - Defensa de infraestructuras viarias: aludes, desprendimientos.
- **De ocultación**
  - Disimulo de instalaciones: basureros.
  - Ocultación de deterioros ambientales: canteras.
- **Paisajísticas**
  - Restauración y diversificación del paisaje.
  - Ornamentales.
- **Saneamiento**
  - Depuración de aguas residuales: filtros verdes.
  - Desecación de zonas encharcadas.
- **Restauración ecológica**
  - Incremento de la diversidad florística: enriquecimiento.
  - Recuperación de especies o poblaciones en peligro de extinción.
  - Restauración de áreas degradadas.
- **Mejora de la calidad de la masa**
  - Densificación: aumento de la densidad o espesura.
  - Diversificación genética intraespecífica: variación genética.

4. La necesidad de la repoblación o ¿cuándo repoblar?

A la vista de las definiciones apuntadas anteriormente, la decisión de emprender una repoblación viene determinada por el grado en el que la vegetación actual de una

determinada superficie cumple con los objetivos que se han prefijado en la planificación para ese territorio. Tradicionalmente, esos objetivos han respondido a la conservación, a la protección o a la producción. La decisión debe tomarse después de un análisis de la situación actual, de las causas que han originado esta situación y de haber definido a donde queremos llegar (Gandullo 1990). Hay que tener presente que la necesidad de actuar también se constata cuando la sucesión secundaria sea excesivamente lenta, como ocurre en los ecosistemas semiáridos (Bainbridge 2003; Miranda *et al.* 2004) o existan fenómenos de autosucesión con especies seriales.

Una vez diferenciados, en la estación a repoblar, los diferentes rodales de repoblación, se debe proceder, en cada uno de ellos, a definir cuál es el tipo de actuación restauradora a llevar a cabo (Serrada *et al.* 2005). En un trabajo sin precedentes, Ruiz de la Torre (1991) aporta, en las minutas de las diferentes hojas del Mapa Forestal de España (1:200.000), una recomendación de los tipos de actuaciones a realizar para las diferentes agrupaciones vegetales, quedando claro en ellas que la repoblación forestal, en sus diferentes variantes, es una técnica más dentro de la amplia gama de actuaciones que ofrece la selvicultura (tabla 1.1).

De forma esquemática se ubica la repoblación en el proceso de decisión de qué tipo de actuación emprender cuando se analiza una determinada cubierta vegetal (figura 1.2):

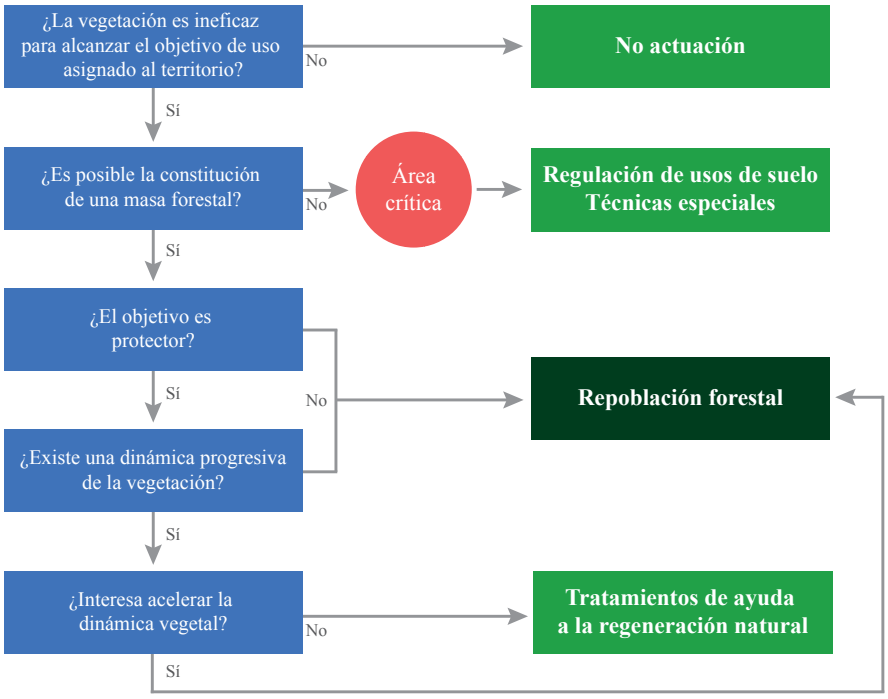


Figura 1.2. Esquema simplificado del proceso de decisión de cuándo repoblar.

Tabla 1.1. Recomendaciones sobre el tipo de actuaciones a realizar según la agrupación vegetal zonal y el objetivo asignado a la cubierta vegetal (Ruiz de la Torre 1991 y 1993a, Ruiz de la Torre y Ruiz del Castillo 1992).

Agrupación vegetal	Objetivo	Tipo de actuación
Tipo climático estructural: Caducifolio		
Genista florida	Conservación	Conservación de estatus. Reforestación (especies típicas de la fraga)
	Protección	Acotamiento, reserva. Conservación de estatus
	Producción	Transformación, cambio de composición o estructura (bosque de producción)
Tojares (*Ulex* spp.)	Conservación	Conservación de estatus. Transformación, cambio de composición o estructura. Reforestación (especies de fraga)
	Protección	Densificación. Reforestación
	Producción	Transformación, cambio de composición o estructura (prados de diente). Reforestación
Helechares	Conservación	Transformación, cambio de composición o estructura. Reforestación
	Protección	Transformación, cambio de composición o estructura. Diversificación, enriquecimiento. Densificación. Reforestación
	Producción	Reforestación
Tipo climático estructural: Subesclerófilo		
Cytisus scoparius, *C. striatus*, *Retama sphaerocarpa*, *Rubus ulmifolius*, *Rosa canina*, *Cistus laurifolius*	Conservación, Protección	Reducción presión explotación. Diversificación, enriquecimiento. Transformación, cambio de composición o estructura. Sustitución de especies principales. Reforestación
	Producción	Reforestación
Matorral mixto silicícola, tomillar mixto, lastonar mixto, cardal mixto	Conservación, Protección	Diversificación, enriquecimiento. Transformación, cambio de composición o estructura, Reforestación
	Producción	Reforestación

Agrupación vegetal	Objetivo	Tipo de actuación
Tipo climático estructural: Esclerófilo		
Genista hystris, *G. scorpius*, *Thymus zigis*, *Astragalus granatensis*, *Lavandula stoechas*, *Stipa gigantea*, *S. lagascae*	Conservación, Protección, Producción	Reforestación
Cytisus scoparius, R*etama sphaerocarpa*, *Rosa canina*, *Cistus laurifolius*, *C. ladanifer*	Conservación, Protección	Reducción presión explotación. Diversificación, enriquecimiento. Transformación, cambio de composición o estructura. Sustitución de especies principales. Reforestación
	Producción	Reforestación
Tipo climático estructural: Hiperxerófilo		
Anthyllis cytisoides, *Artemisia herba-alba*, *Coronilla juncea*, *Genista umbellata*, *Lavandula dentata*, *Rosmarinus officinalis*, *Salsola genistoides*, *Thymus hyemalis*	Conservación, Protección	Reforestación
Lygeum spartum, *Stipa tenacissima*	Conservación, Protección	Reducción presión explotación. Diversificación, enriquecimiento. Densificación. Transformación, cambio de composición o estructura
Brachipodium retusum	Conservación, Protección	Reforestación

- **¿La vegetación es ineficaz según el uso asignado al territorio?** Pretende hacer reflexionar al proyectista sobre los objetivos perseguidos por la repoblación y su grado de cumplimiento con la cubierta vegetal actualmente presente. Es decir, el proyectista deberá decidir si la cubierta vegetal actual genera la renta económica esperada o protege el suelo de la erosión hídrica o eólica o proporciona un paisaje con el grado de calidad deseado, etc. Es evidente que si la respuesta a esta pregunta es negativa no tendría lugar ninguna actuación repobladora aunque, por supuesto, podrían plantearse la realización de otro tipo de actuaciones selvícolas que no son el objeto de este proceso de decisión.
- **¿Es posible la constitución de una masa forestal?** Pretende hacer reflexionar sobre la posibilidad de constituir una masa forestal sobre una superficie donde la cubierta vegetal no cumple los fines deseados. Conviene matizar que el concepto de masa forestal al que se refiere sería el más restrictivo, es decir, el que hace referencia a una masa arbórea. En el caso de valorar la instalación de una masa infrarbórea, bien leñosa o herbácea, esta pregunta tendría menos sentido. Con el objeto de caracterizar este tipo de superficies, Ruiz de la Torre *et al.* (1996) establecieron el término de áreas críticas, definiéndolas como "las zonas donde los trabajos de restauración con vegetación arbórea no son viables o presentan graves defectos cuando se utilizan especies o procedimientos convencionales".

  Las áreas críticas pueden responder a unas características zonales como son la aridez, la altitud o la presencia de vientos fuertes y constantes, o a unas características intrazonales como son la presencia de propiedades edáficas limitantes, o a unas características azonales también limitantes como puede ser una pendiente muy acusada (figura 1.3). Aunque desde el punto de vista de la restauración ecológica no tiene sentido hablar de áreas críticas, al menos en cuanto a sus características zonales, este concepto es muy ilustrativo para resaltar la dificultad que puede plantear la regeneración de la cubierta vegetal en determinadas áreas. En este tipo de terrenos cobra sentido, más que nunca, la alternativa de la no actuación, ya que la primera pregunta que debería plantearse en los mismos, es la viabilidad de implantar una cubierta vegetal protectora. Aparte de esta alternativa, cabe plantearse la necesidad o no de regular los usos del suelo para evitar la posible sobreexplotación o la necesidad de implementar técnicas especiales asociadas como puedan ser las hidrosiembras, el uso de cubiertas protectoras, la necesidad de obras de ingeniería correctora como diques de regulación de avenidas, etc.
- **¿El objetivo preferente de la repoblación es protector?** En este punto del proceso de decisión, esta pregunta sirve para excluir del resto del proceso los objetivos preferentemente productivos, que precisarán necesariamente de una actuación repobladora. La justificación de esta actuación de preferencia productora siempre deberá sustentarse sobre indicadores de la rentabilidad financiera de la inversión.
- **¿La cubierta vegetal actual tiene una dinámica progresiva?** Pretende hacer reflexionar sobre la dinámica actual de la cubierta vegetal, ¿es progresiva, es regresiva? y sobre la comunidad final a la que conduce. Si la comunidad final cumple las expectativas que la planificación asignaba a este territorio, la decisión de actuar o no responderá al interés que se tenga en ganar tiempo. Esta pregunta

comprende otras similares como ¿puede autoregenerarse la cubierta vegetal?, que se formula el proyectista después de una perturbación como un incendio forestal o un alud (figura 1.4). Las respuestas afirmativas llevarían a tipos de actuación de mejora de la regeneración natural sin necesidad de plantearse actuaciones de repoblación.

- **¿Interesa acelerar la dinámica vegetal?** Aun constatando que la dinámica de la vegetación es progresiva y la comunidad final objeto de la misma cumple los objetivos esperados, puede interesar acelerar la instalación de esta comunidad final. En este caso la alternativa es la repoblación.

Este proceso de decisión representa un ejercicio de simplificación de la realidad, por lo que deberá adaptarse a cada caso particular, recogiendo los factores que condicionan la elección de los diferentes tipos de actuación.

Laderas desnudas con fuertes pendientes sobre margas grises en Aínsa (Huesca).

Zona semiárida sobre yesos en Calatayud (Zaragoza).

Figura 1.3. Ejemplos de áreas críticas para la restauración de la cubierta vegetal (fotos: J Pemán).

Sobre cultivo de cereal abandonado se observa la colonización por *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra* en Megina (Guadalajara) (foto: J Otero).

En las calles de descenso de un alud, sobre masa de *Abies alba,* se observa el regenerado de *Betula pendula* en el valle de Arán (Lleida) (foto: R Serrada).

Figura 1.4. Ejemplos de dinámica progresiva de la vegetación.

5. La actividad repobladora

5.1. La actividad repobladora en el mundo

En la evaluación de los recursos forestales mundiales en el año 2010 (FAO 2010), la superficie de bosques plantados, repoblaciones cuya función preferente es la producción directa, ascendía a 270 millones de hectáreas (Mha), que representa el 7% del total de la superficie mundial de bosques (figura 1.5).

En Asia se localiza el 45% de la superficie repoblada, siendo China el principal país con 77 Mha. En Europa, la superficie repoblada representa el 26%, y se concentra en su parte oriental (Federación Rusa, Ucrania, Polonia, Chequia, Rumania) y los países escandinavos, Finlandia y Suecia, principalmente.

Aunque sin datos directos fiables, en dicha evaluación (FAO 2010) se estimaba que los bosques con un fin productivo podrían representar el 76% de la superficie de bosques plantados, asumiendo la posibilidad de que dicha cifra estuviera sobrevalorada.

La tendencia creciente, a nivel mundial, de las superficies repobladas permite estimar que en un breve plazo se alcanzará los 300 Mha, lo que permite pensar que contribuirá a satisfacer la demanda de materias primas (madera, fibra, combustible y productos forestales no maderables) y a la provisión de los servicios sociales y ambientales que requiere la sociedad actual (FAO 2010).

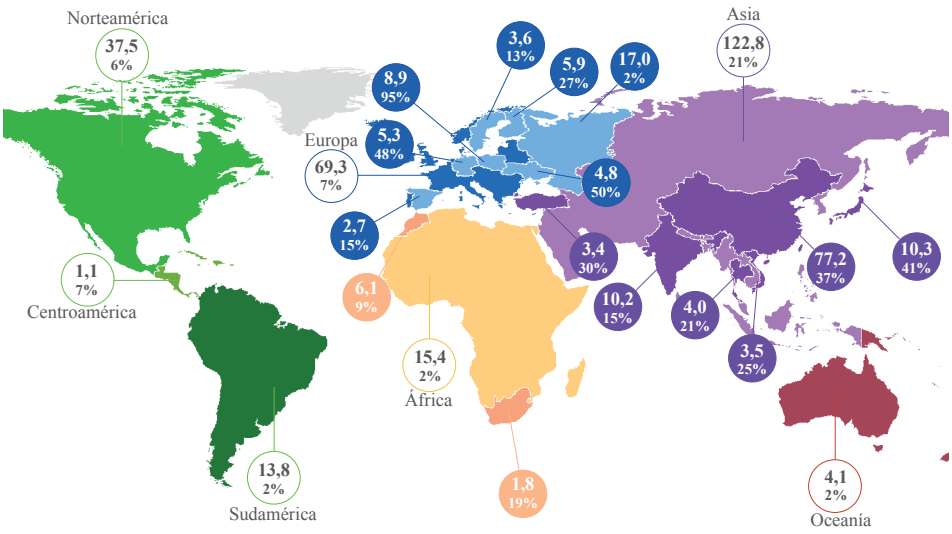


Figura 1.5. Superficie de bosque plantado (millones de ha) y porcentaje respecto de la superficie total de bosque en el país o (sub)continente (FAO 2010).

5.2. La actividad repobladora en España

5.2.1. Contexto histórico del inicio de la actividad

La instalación, evolución y dinámica natural de la cubierta vegetal es el resultado de la capacidad del medio para albergar diversos tipos de vegetación, según las características biogeográficas, bioclimáticas o fitoclimáticas, fisiográficas y edáficas del lugar en el que se ubiquen, en función de la autoecología de cada especie y de la propia dinámica evolutiva vegetal así como de las interrelaciones fitosociológicas entre los distintos estratos de vegetación. Durante las glaciaciones prehistóricas el clima en la península ibérica no era demasiado propicio para la instalación de una vegetación evolucionada, ni mucho menos para el desarrollo arbóreo, predominando vegetaciones herbáceas y arbustivas esteparias; los bosques, como los hombres, se refugiaron en zonas más abrigadas cercanas al litoral costero en un ambiente menos gélido. Cuando comenzó el deshielo tras la última glaciación, los bosques comenzaron rápidamente a conquistar terreno encabezados por alguna frondosa atrevida (abedules) y coníferas (pinos o tejos) colonizadoras de suelos frugales, expandiéndose por toda la península ibérica; y detrás de los bosques a su amparo se expandieron los hombres que aprovechaban los recursos forestales para su sustento y alimento (madera, leña, caza, pastos, hongos, frutos y plantas silvestres).

Cuando los hombres nómadas cazadores y recolectores aprendieron a domesticar las primeras plantas y animales se fueron haciendo sedentarios, dando inicio al desarrollo de la agricultura y la ganadería, ambas enemigas del monte arbolado inculto o bosque silvestre, y con ello comenzó el deterioro y la regresión de los bosques ibéricos primigenios que a lo largo de los siglos fueron retrocediendo progresivamente terreno a favor de cultivos agrícolas y pastos para el ganado. El desarrollo de las sociedades humanas con el transcurso de los siglos ha venido implicando la desaparición progresiva o regresión de la cubierta forestal arbórea original provocada por las sucesivas y progresivas talas y quemas de bosques, a lo que se fueron añadiendo las constantes y recurrentes roturaciones para pastos y cultivos, por las que desde antiguo se han venido cortando y descuajando reiteradamente los bosques ibéricos prácticamente hasta la segunda mitad del siglo XX en que el bosque comenzó a recuperar gran parte del terreno perdido hasta entonces, crecimiento al parecer mantenido en la primera década del presente siglo XXI, aunque algo desacelerado debido al escaso margen de expansión que le va quedando ya al bosque.

El avance de la frontera del bosque ha sido tal que hoy ya se produce el contacto con los núcleos urbanos, donde desaparece prácticamente el campo agrícola. De este modo, al menos durante los últimos cincuenta siglos, la acción antrópica mantenida en el transcurso de los tiempos ha originado la continua y progresiva alteración del paisaje forestal ibérico, casi siempre modelado por el fuego utilizado por la mano del hombre o bien favorecido por las condiciones climáticas según el lugar, perjudicando o favoreciendo ambos a unas u otras especies forestales que dominaron los bosques ibéricos en distintas épocas de la historia con diferentes protagonistas en cada época. En definitiva, se puede afirmar que el paisaje forestal que actualmente se contempla es tan natural como cultural, salvo algún reducto, de manera que según qué formaciones vegetales se pueden considerar tanto seminaturales como semiculturales. La cobertura forestal actual del monte es natural en tanto mantiene su capacidad de autorregeneración

y desde luego está más próxima a la dinámica natural que un cultivo, una pradera o un suelo urbano; pero también es cultural porque es el resultado de la interacción antrópica acontecida desde tiempos ancestrales.

No conviene olvidar que el significado etimológico de la palabra paisaje se refiere a un terreno limitado por mojones, una vez eliminada la vegetación natural y por tanto es el resultado de una acción combinada entre la naturaleza y el hombre. El concepto de paisaje lleva implícito una intervención humana: así los paisajes que hoy se contemplan son más bien culturales y no tanto naturales en sentido estricto (paisaje = naturaleza + hombre). Durante el transcurso de los tiempos, la presión antrópica sobre los recursos forestales y naturales se fue incrementando progresivamente en paralelo al exponencial crecimiento de la densidad demográfica, con diversas intensidades y fluctuaciones tanto en el tiempo como en el espacio, pues el reparto de la población humana no ha sido homogéneo entre el interior y el litoral del territorio peninsular con desigualdades temporales y espaciales, según épocas.

Ya los habitantes ibéricos de la época prerromana, además de ganarle terreno al bosque para pastos y cultivos, también fueron ahuecando el monte arbolado para facilitar la caza y la recolección de frutos y plantas silvestres o para introducir el ganado. Estos saltus celtibéricos constituyeron el más antiguo antepasado conocido de la tradicional dehesa ibérica, un ejemplo de equilibrio del uso agrosilvopastoral del suelo rústico agrario que parece resolver conflictos ancestrales integrando los usos agrícolas, ganaderos y forestales en terrenos de monte. Después, los romanos mostraron a los ibéricos la domesticación de especies leñosas domesticadas para aprovechar principalmente su fruto contribuyendo así tanto a la frutalización del bosque procurando sotos de fresnos o castaños y dehesas de encinas y otros robles, como al desarrollo de cultivos leñosos de árboles domesticados (vides, olivos y frutales) en terrenos propios de monte no aptos para la agricultura por su pendiente y frugalidad del suelo. De esta forma el monte quemado, cultivado o pastoreado entró a formar parte de la economía agraria familiar de subsistencia para los campesinos durante varios siglos, procurando un predominio del monte desarbolado en el paisaje forestal ibérico hasta mediados del siglo XX.

La sucesiva ocupación de visigodos y musulmanes permitió la reestructuración del territorio, la regulación de las actividades agrarias ante los conflictos habituales de usos agrícolas, ganaderos y forestales, provocando el esplendor agrícola de las grandes vegas de los ríos. Las guerras de reconquista supusieron el uso habitual del fuego en la táctica de "emboscadas" para desalojar o conquistar tierras al enemigo; incluso las crónicas comentan algunas repoblaciones de bosques emprendidas entonces en tierras zamoranas por algún emir tras reconquistar terreno perdido. La reconquista supuso además la reorganización del territorio y del espacio rural (terrazgos, fueros, señoríos, órdenes militares y religiosas), la instalación y asentamiento de población sobre tierras conquistadas, incrementándose la presión agrícola y ganadera sobre los terrenos de monte ante la penuria de tierras, comenzando la precoz importancia de las cabañas ganaderas, de los adehesamientos y de los citados conflictos de la pascicultura con la agricultura y la selvicultura por la disponibilidad de pastos, principalmente en terrenos de monte.

En la baja Edad Media habían desparecido casi todos los grandes bosques ibéricos primigenios, reducidos a retazos o a relictos en los lugares recónditos más inaccesibles. La Edad Moderna supuso una gran expansión agraria para atender al aumento poblacional en la competición por la conquista del espacio rural mediante roturaciones de terrenos baldíos hasta entonces más o menos incultos o el fomento de cultivos arbóreos o leñosos que produjeron el auge del olivar y de otros árboles frutícolas sobre terrenos de monte, la expansión de la frutalización y el adehesamiento del monte que favorecieron sobre todo a las encinas ante el declive de los castaños provocado por la enfermedad de la tinta. Al mismo tiempo en aquella época (siglos XV, XVI y XVII) tuvieron un gran auge las grandes cabañas ganaderas favorecidas por los privilegios de la Mesta impuestos por la condición de la recién reunida España como potencia lanar, proliferando los rebaños que recorrieron el territorio peninsular empleando el fuego para conquistar terrenos de monte, de ahí el origen etimológico de la denominación del ejercicio de la "trashumancia" (tras el humo del fuego, llega el ganado). Si a todo ello se añade el desarrollo metalúrgico y minero que consumían ingentes cantidades de leña, y la progresiva necesidad de abastecimiento de madera para edificación y para los buques de la armada del imperio español (la selva flotante como la llamó don Miguel de Cervantes), se comprende el deterioro que alcanzó la riqueza forestal ibérica en aquella época moderna y la preocupación que ya en aquel entonces comenzó a suscitarse por el agotamiento de los bosques y de los recursos forestales, y que se prolongó después en los siglos XVII, XVIII y XIX.

Por estas fundadas razones la propia corona española promulgó leyes para la conservación de los montes y aumento de los plantíos, pero en realidad ni las Pragmáticas de los Austrias, ni las Ordenanzas de Montes de la Marina durante la dinastía borbónica favorecieron la repoblación forestal a gran escala por iniciativa de la Administración; más bien fue la iniciativa privada quien impulsó las primeras repoblaciones o plantaciones forestales, sobre todo en la cornisa cantábrica favoreciendo la plantación de pinos productivos, incluso ya de especies foráneas (eucaliptos). Entre otros problemas de propiedad y usos del suelo, como ya anticipó el historiador y geógrafo Antonio Ponz (1790) en sus viajes por España observando la falta de bosques y el deterioro de los montes ibéricos, la principal dificultad para repoblar por aquel entonces residía en la falta de conocimientos y técnicas de repoblación, cultivo, manejo y aprovechamiento del monte, cuyas primeras referencias comenzaron a llegar de Francia (Duhamel du Monceau 1773) y de Alemania procedentes de la escuela de selvicultura de Tharandt (1811). Con la revolución francesa a finales del siglo XVIII (1789) se entró en el convulso siglo XIX en que tras la invasión francesa se promulgaron leyes desamortizadoras que preconizaban la propiedad privada sobre la pública, y que amenazaban a la escasa riqueza forestal que quedaba por entonces en España, pues pasaría a manos privadas, a menudo cortando el arbolado para venderlo y resarcirse de la compra, dedicando el terreno a otros usos agrarios más rentables.

Quizá esta seria amenaza a los bosques ibéricos fue el detonante para el nacimiento de la profesión forestal en España, que dio origen a la formalización de la ciencia y la profesión forestal con la creación de la Escuela Especial de Ingenieros de Montes (1846) y del Cuerpo de Ingenieros de Montes (1853) cuya Junta Consultiva informó la Ley Madoz (1855) y procuró la Relación de Montes Exceptuados (1859) de las desamortizaciones por razones de utilidad pública: la primera vez que se antepusieron consideraciones ambientales sobre criterios productivos en el monte. Poco antes se había producido el

nacimiento de una Administración forestal incipiente en 1835 con una organización territorial por Distritos de Montes en cada provincia y una comarca en cada partido judicial para la administración de los montes de realengos y de los baldíos de dueño desconocido, que después fueron Comisiones sucedidas por Comisarías de Montes, finalmente sustituidas en 1856 por Distritos Forestales de ámbito provincial, consolidándose así en España una Administración forestal territorial favorecida por el impulso de aquellos primeros ingenieros de montes educados en la escuela alemana, surgidos entre ambas desamortizaciones impuestas por las leyes desamortizadoras de Mendizábal (1936) y Madoz (1855). Posteriormente, además de una administración forestal territorializada, tras las Ordenanzas de Montes de 1833 posteriormente derogadas, la Dirección General de Montes desaparece en 1842 si bien después reapareció; no obstante, durante esta convulsa época decimonónica se fue creando un marco legal para el desarrollo de la política forestal española fundamentada en una ley de montes (1863) y su reglamento (1865) basado en el código forestal francés, a los que siguieron leyes y proyectos para la repoblación y mejora de montes públicos.

Los primeros datos disponibles referidos al conjunto de la superficie forestal en España datan de 1860, año en que la superficie forestal española se situaba en 32 millones de hectáreas, la mayoría extremadamente degradadas, y en donde solamente se consideraban arboladas 12 millones de ellas y se estimaba que el monte alto arbolado en buenas condiciones no superaba los 6 millones de hectáreas, que representan menos de la quinta parte de la superficie forestal. El monte desarbolado ocupaba entonces casi dos tercios de la superficie forestal y aún se perderían 3 millones de hectáreas de montes públicos exceptuados hasta 1900 por las desamortizaciones.

5.2.2. Etapas de la actividad repobladora

En España, según los datos de FAO (2010), la superficie plantada es de 2,68 Mha por lo que ocupa el séptimo lugar en cuanto a superficie repoblada en Europa, siendo el primer país del ámbito mediterráneo. Estas cifras, al referirse a masas artificiales preferentemente productoras, son inferiores a las que se disponen en nuestro país gracias a las estadísticas nacionales (Vadell *et al.* 2016), que permiten indicar que la actividad repobladora desarrollada en España, desde el último cuarto del siglo XIX hasta 2013, superó los 5,36 Mha (figura 1.6). Esto supone el 10% de todo el territorio nacional o el 18% de la superficie forestal del país. La diferencia entre estos valores se justifica por el origen de los mismos. Los valores recogidos en el informe de la FAO se han obtenido a partir de las sucesivas actualizaciones del Mapa Forestal de España, en donde las masas artificiales naturalizadas son difíciles de reconocer con las técnicas de análisis de imagen utilizadas, mientras que los valores obtenidos mediante la estadística anual de repoblaciones recoge la serie de la superficie repoblada facilitada por las diferentes administraciones públicas.

Desde 1877, en el que se publicó la primera norma de fomento a las repoblaciones forestales, el ritmo repoblador a lo largo del tiempo ha sido muy diferente (figura 1.6), pudiéndose distinguir, a modo de síntesis, tres etapas (Vadell *et al.* 2016): el período 1877-1939, en el que se inicia la actividad repobladora, el período de expansión entre los años 1940 y 1984, y una última etapa a partir del año 1985.

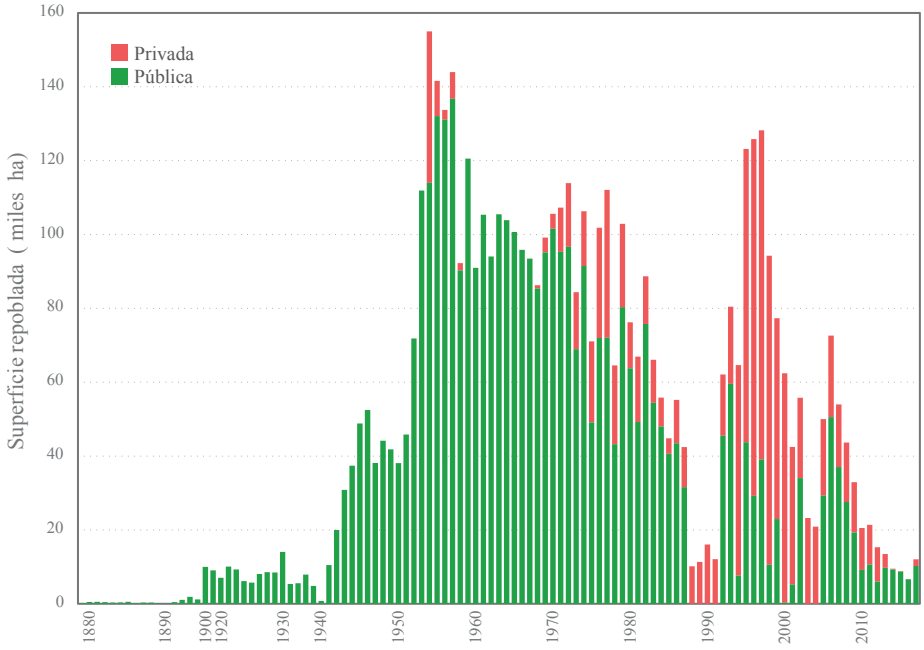


Figura 1.6. Superficie anual repoblada en España por iniciativa pública y privada en el período 1879-2017.

Periodo 1877-1939: los inicios de la actividad repobladora

La ausencia de la debida cubierta forestal arbolada en las montañas y cabeceras de los ríos españoles, llevaba tiempo mostrando sus dramáticas consecuencias, sobre todo en las cuencas torrenciales pirenaicas y en las mediterráneas. Así, a finales del siglo XIX, se habían registrado catastróficas inundaciones en diversas cuencas que habían producido grandes daños materiales y pérdida de miles de vidas humanas. Fueron históricas las avenidas producidas en la cuenca del Júcar y del Segura en 1868, y las del Guadalentín (Murcia), Almanzora (Almería) o del Guadalmedina (Málaga) en 1879. Las reacciones no se hicieron esperar demasiado pues mediante Real Decreto de 10 de junio de 1868, se había creado una Comisión del Cuerpo de Ingenieros de Montes, supervisada por su Junta Consultiva, para elaborar un mapa forestal peninsular, el primero proyectado en España, y "un proyecto de repoblación general de montañas, arenales y demás terrenos impropios para el cultivo agrario". Similares iniciativas fueron emprendidas por problemas torrenciales o nivales en otros países europeos como Suiza (1848), Francia (1882) o Austria (1884).

Poco tiempo después se promulgó en España la Ley de Mejora, Fomento y Repoblación de Montes Públicos (1877) exceptuados de la desamortización que eran susceptibles de repoblación por ser impropios para el cultivo agrario permanente, y su correspondiente reglamento (1878) que instó a elaborar las Memorias Generales de Repoblación

para cada provincia. En un Congreso contra las inundaciones celebrado en Murcia en 1885 ya se reclamaba una acción repobladora enérgica por parte del Estado, respaldada por todo el colectivo profesional de ingenieros de montes. Un dictamen de la Sociedad Económica Matritense de Amigos del País en 1886 dio origen al Real Decreto de Repoblación forestal de las cuencas de los ríos, de 3 de febrero de 1888, que instaba a elaborar un "plan sistemático de repoblación forestal de las cabeceras de cuencas hidrológicas de España". Mediante esta norma se crearon las comisiones de repoblaciones de las cuencas de los ríos Júcar, Segura, Lozoya y de las dunas de Cádiz-Huelva, entre otras, que trabajaron con desigual fortuna y una común escasez de medios y apoyos institucionales. A pesar de todo, para terminar el siglo XIX se había pasado de la preocupación a la legislación y la planificación de las necesidades de actuación prioritarias en materia de repoblación forestal; solo faltaba el apoyo de otras administraciones, del Gobierno y de la propia sociedad española.

Mediante el Real Decreto de 7 de junio de 1901 se organiza el Servicio Hidrológico Forestal de la Nación (SHF), dependiente del Ministerio de Agricultura, Industria, Comercio y Obras Públicas, constituido por diez Divisiones Hidrológico-Forestales que cubrían la totalidad de las grandes cuencas hidrográficas peninsulares, en cada una de las cuales se elaboraron las Memorias de Reconocimiento que exponían los terrenos susceptibles de repoblación forestal y los que requerían actuaciones de corrección y restauración hidrológica. La hidrología forestal se extiende así al conjunto del país y su acertada denominación explica la estrecha relación existente entre el bosque y el agua, así como la dinámica sinérgica que hay entre la vegetación y el suelo. Así, menos de un mes después de la creación del SHF, sobre la base de los montes exceptuados, se crea el Catálogo de Montes de Utilidad Pública mediante el Real Decreto de 1 de agosto de 1901 que les otorga un régimen jurídico y administrativo especial para el mantenimiento o instalación de su cubierta forestal protectora, fundamentalmente con el fin de asegurar la protección del suelo y procurar la regulación del régimen hidrológico.

Dada la magnitud del problema, también en estos primeros años del siglo XX se promulgó en 1908 la Ley de Repoblación y Conservación de Montes, por la que se declaraba de interés general y de utilidad pública, además de los montes catalogados como tales, los que merecieran la condición de protectores y que debieran repoblarse, por afectar a cabeceras de cuencas, regulación de avenidas o sujeción de terrenos, cualesquiera que fuesen sus dueños. Esta ley "Cambó" conocida como de los "Montes Protectores" pretendía formar un Catálogo de Montes Protectores, paralelo al de Montes de Utilidad Pública que incluyera montes privados. El reglamento aprobado por Real Decreto del 8 de octubre de 1909 contemplaba ayudas a la repoblación de montes privados en asociación con el Estado, que no tuvieron ningún éxito pues se trataba del vano intento de trasladar a la propiedad forestal privada la teoría de la utilidad pública forestal formulada por aquellos pioneros ingenieros de montes de la Junta Consultiva. La falta de presupuestos y de voluntad política, además de las dificultades del procedimiento, hizo que, salvo alguna excepción aislada, nunca se declarasen montes protectores hasta la actualidad.

Ante la progresiva pérdida de monte arbolado cada vez era más evidente la necesidad de emprender una obra repobladora a gran escala en el territorio español, por lo que los ingenieros de montes más sobresalientes de la época trataron de atraer voluntades políticas

y sociales, formular proyectos y leyes de repoblación, ante las dificultades administrativas y controversias conceptuales con la política hidráulica, unidas a la falta de presupuestos y medios para ello. Así la primera Asamblea Forestal Nacional celebrada en 1910 concluyó con unas bases para la repoblación de montes públicos que estimaba una necesidad de 1 millón de hectáreas a repoblar en 50 años. En conjunto las 10 divisiones hidrológicas apenas repoblaron 72 mil hectáreas entre 1901 y 1918 (apenas 4 mil ha año^{-1}), por lo que el realismo de los ingenieros de montes de aquel entonces les indujo a pensar que no servía de mucho emprender proyectos y obras pequeñas sin disponer de un plan estratégico a gran escala para la repoblación forestal a nivel de país.

La labor de divulgación emprendida por los ingenieros de montes produjo una corriente intelectual favorable en ámbitos políticos, científicos y culturales representativos de la sociedad española de la época que comenzaría a dar sus frutos como queda registrado en la célebre frase manuscrita y firmada por el Premio Nobel de Medicina Don Santiago Ramón y Cajal durante una visita a las repoblaciones forestales realizadas en Sierra Espuña (Murcia), el 19 de diciembre de 1921: "Poblar nuestros montes y las inteligencias de los españoles son los dos ideales que debe perseguir España para fomentar su riqueza y ganarse el respeto de las Naciones".

En la XV Asamblea Forestal Nacional celebrada en Valencia en 1924 el ingeniero de montes Tomás de Villanueva y Aldaz esbozó un plan general de repoblación forestal de 2 millones de hectáreas y 2,6 millones de hectáreas de mejora de pastizales con un horizonte de 40 años. En 1926 se organizan las Confederaciones Hidrográficas (Real Decreto de 05 de marzo de 1926 y Real Decreto-Ley de 28 de julio de 1926), encontrándose en ellas una voluntad de coherencia y eficacia en la integración de los trabajos forestales en el marco de la política hidráulica, discutiéndose acerca de la prioridad hidráulica o forestal, discusiones en las que intervenían los ingenieros de montes.

En este año de 1926 el Ministerio de Fomento aprobó por Real Decreto de 26 de julio de 1926, un Plan General de Repoblación Forestal que constituye el primer intento serio de repoblación forestal a gran escala, apareciendo por primera vez recursos de cierta importancia destinados a ello: "... emplear en esta obra nacional 100 millones de pesetas de la deuda destinada a los servicios del Ministerio de Fomento (...) que habrán de invertirse en el tiempo que media hasta 31 de diciembre de 1936". Incluso se aprobaron instrucciones y procedimientos de coordinación entre las Divisiones Hidrológico-Forestales y los Distritos Forestales para llevarlo a cabo, pero con la crisis del año 1929 se declaró extinguido el presupuesto, por lo que este loable intento también resultó frustrado. Se estima que entre 1900 y 1930 se perdieron un millón de hectáreas más de monte arbolado debido a la roturación para su conversión a cultivo agrícola, como consecuencia del incremento poblacional.

En esta misma línea, el Plan Nacional de Obras Hidráulicas de 1933 contenía una parte forestal redactada por Joaquín Ximénez de Embún, basada en su estudio sobre La repoblación forestal en relación con el régimen de los ríos (Ximénez de Embún 1933), incluido como Anejo al Plan, en el que propone la realización de un plan repoblador a nivel nacional, estimando la superficie total que es urgente repoblar con fines hidrológico-forestales en 2703450 hectáreas que tardarían en completarse un siglo, pues entonces

se preveía un ritmo difícilmente superable de 25-30 mil hectáreas al año. Además, los ingenieros de montes de entonces fueron sentando las bases ecológicas de la repoblación forestal, mediante estudios de ecología forestal, edafología o geobotánica, y desarrollando un exhaustivo programa de investigación sobre repoblaciones forestales en el Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, creado en 1929.

A ello se fueron añadiendo algunas bases políticas, económicas, administrativas y sociales, proponiendo medidas que podrían dictarse por los poderes públicos para estimular la obra de la repoblación forestal en España entre ayuntamientos, empresas, ingenieros y técnicos forestales: "Todos los pueblos desearían tener sus montes repoblados, pero ninguno pueden prescindir de sus usos actuales....., para atacar el mal de raíz es preciso acompañar la repoblación con mejoras pecuarias y territoriales.....; serían buenas las medias encaminadas a lograr una estrecha relación entre el propietario, el técnico y el monte" (Ximénez de Embún y Azpeitia 1931).

Este estado de concienciación político y social en pro de la actuación repobladora, fraguado durante estos años, prendió en las ideas reformadoras del inicio de la II República y empezó a dar sus frutos. Así, Octavio Elorrieta, en 1931, encabezó un informe sobre el patrimonio forestal español presentado a la comisión creada al efecto que sentó las bases del proyecto de ley (Decreto 25 de septiembre de 1934) de creación del organismo Patrimonio Forestal de España para la repoblación de los montes españoles. En esta comisión también participaba José Larraz, abogado zaragozano que jugó un papel clave en la materialización de la política repobladora, primero a través del Consejo Ordenador de la Economía Nacional republicano, gracias al cual se creó el Patrimonio Forestal del Estado en 1935, y luego como primer Ministro de Hacienda franquista que permitió su expansión (Pemán y Pemán 2017).

Tras la insistente labor divulgativa del colectivo forestal y una vez metida en la política, todos piden la repoblación forestal que pronto vendrá, "…, es indudable que la repoblación forestal constituye la solución más apropiada con paro obrero,..., porque las consignaciones y créditos concedidos para ello se consumen en su casi totalidad en jornales" (Elorrieta 1934). Los partidos políticos, desde diferentes opciones políticas, asumieron este ideal repoblador demandando emprender una campaña infatigable de repoblación forestal.

La guerra civil española interrumpió el inicio de la labor repobladora del Patrimonio Forestal creado en plena República poco antes de dicha guerra, si bien los ingenieros de montes se dedicaron a su planificación durante el conflicto a pesar del escepticismo debido a los distintos proyectos ilusorios de repoblación forestal que nunca llegaban a realizarse (Castellarnau,1938). Una visión más detallada de esta etapa se puede encontrar en Pérez-Soba (2017).

Las repoblaciones realizadas en esta etapa tienen una finalidad protectora y son ejecutadas por la Administración pública a través de los Distritos forestales, las Comisiones de Repoblación y las Divisiones Hidrológico Forestales. La superficie repoblada inicialmente fue muy modesta, como lo demuestran los datos recogidos por Jordana (1896) que indican que entre el periodo de 1877 a 1895 la superficie repoblada fue de 8.529 ha. A partir de la

creación del Servicio Hidrológico Forestal, se inicia un periodo creciente de esta actividad que, según refleja la estadística para el periodo entre 1922 y 1937, alcanzó las 119455 ha. Del resto de los años de esta etapa no se tienen datos directos, aunque de forma indirecta se ha estimado que la superficie repoblada entre 1901 y 1921 pudo haber alcanzado las 100000 ha. Ejemplos de los trabajos realizados en esta época son las repoblaciones en los ríos Oja e Iregua en la cuenca alta del Ebro; la corrección de los torrentes de Arratiecho, Arás y Escuer en la cuenca del río Gállego; las repoblaciones en la zona de Arañones -para proteger el ferrocarril y la estación internacional de Canfranc- y en el torrente de los Meses, en la cuenca del río Aragón; las repoblaciones en la cuenca de los ríos Jiloca y del Huecha, en la cuenca media del Ebro; los trabajos para la fijación de las dunas del Golfo de Rosas; la corrección de la cuenca del Francolí; los trabajos en los torrentes Enseu, Estimaríu y Alás en la cuenca del río Segre o los trabajos en la cuenca del Llobregat y del río Muga (figura 1.7). En la cuenca del río Júcar destacaron las obras de corrección en el Regajillo de Canales y los realizados en las cuencas de los ríos Albaida y Mijares. En la cuenca del Segura se actuó en los trabajos de fijación de las dunas de Guardamar y Elche, en los montes de Lorca y en la Sierra de Espuña. Destacaron, también, los trabajos en las cuencas de los ríos Guadaletín y Andarax, en Sierra Bermeja y en la Sierra Blanca, los de fijación de las dunas de Cádiz, así como la corrección de la cuenca del río Lozoya, en la cuenca del Tajo.

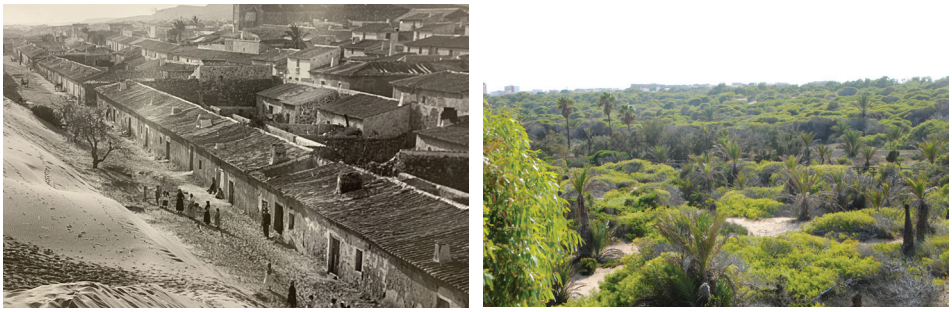
Periodo 1940-84. La expansión de la actividad repobladora

Representa la expansión de la actividad repobladora debido, en gran medida, al compromiso del régimen político existente, la dictadura del General Franco, con esta labor, que materializó el germen de este ideal sembrado durante los gobiernos republicanos. Apenas cinco meses más tarde de la terminación de la guerra civil y con el segundo gobierno de la Dictadura de Franco, en el que era Ministro de Agricultura y Trabajo Joaquín Benjumea Burín y Ministro de Hacienda José Larraz López, se aprobó un Decreto por lo que se pone en vigor la ley de 1935 del Patrimonio Forestal del Estado con ciertas reformas. La influencia del ahora ministro Larraz en la nueva proyección del Patrimonio Forestal del Estado es evidente, al igual que la de otro aragonés, Florentino Azpeitia, que era Jefe del Servicio Nacional de Montes desde febrero de 1938. En su exposición de motivos, la norma indica la urgencia de acometer el problema de la repoblación forestal de acuerdo a dos de los XXVI puntos programáticos del Nuevo Estado (Anónimo 1940). Este compromiso del régimen político con las tareas de repoblación, al menos en sus inicios, tenía un carácter extraforestal (Ortuño 1975), ya que se servían de la actividad repobladora como dinamizadora de la economía en las zonas rurales para hacer frente al paro laboral existente en las mismas. La actividad repobladora tuvo un marco de actuación en el Plan General de Repoblación Forestal de España elaborado por Joaquín Ximénez de Embún y Luis Ceballos en 1939, aunque fue muy pronto alterado por el primer Plan decenal (1940-50) elaborado por Tomás de Villanueva y Ángel Esteva (Martin-Lobo 1965).

El plan se redacta y por fin se entrega en enero de 1939, sin necesidad de emplear muchos argumentos para justificarlo pues casi todos los ámbitos políticos, administrativos, sociales y culturales de la sociedad española estaban ya lo bastante convencidos de la ineludible necesidad de emprender una ingente labor repobladora; de hecho, los propios autores argumentaban en su introducción sobre el "Propósito y Sumario del Plan Forestal que: "La actual deforestación de España es, por desgracia, demasiado ostensible para que

precise ponerla de manifiesto aduciendo datos estadísticos. Todo el mundo lo reconoce y todo español desea remediarla, y como el hecho no está limitado a una o varias regiones, sino que es general y la falta de montes la conoce cada uno por sí mismo, para el pueblo que habita, no existe lugar donde el español no sienta ya la preocupación de ver realizada una intensa labor de repoblación forestal".

Valle del río Aragón donde se iba a construir la estación internacional de ferrocarril de Canfranc (Huesca) en 1906 y situación actual del torrente Epifanio en su margen izquierda.



Dunas de Guardamar del Segura en 1901 y situación actual.

Sierra Espuña en 1924 y situación actual.

Figura 1.7. Retrospectiva de diferentes actuaciones de repoblación (fotos actuales: J Pemán).

El plan proponía que se procediese a la repoblación de 6 millones de hectáreas en 100 años, a un ritmo medio de 60 mil hectáreas al año, objetivo que se consideraba necesario y posible, conforme a la capacidad técnica y la disponibilidad presupuestaria prevista; estando programado el plan en seis etapas y dando pautas para su ejecución. Por razones hidrológicas y protectoras el plan considera más urgente la repoblación forestal de 3,8 millones de hectáreas (2/3 del total) de terrenos rasos. El plan divide la España peninsular en 16 regiones naturales y contenía información previa sobre su fisiografía, clima, suelo, y vegetación potencial y actual, necesaria para la repoblación forestal, la gran mayoría de carácter hidrológico con destino protector y el resto para producción de madera circunscrita principalmente a la cornisa cantábrica.

La concepción del plan fue, por tanto, restauradora y protectora en esencia, pues pretendía recuperar terreno perdido propio de monte devolviendo el bosque adonde antes lo hubo, de una manera progresiva según las pautas de la sucesión vegetal que supone la instalación inicial de una cubierta arbórea de especies autóctonas, como los pinos ibéricos, de fácil adaptación a suelos frugales y pendientes ("empinadas"), reteniendo la regresión edáfica y fitosociológica en la "etapa de pinares" por su carácter colonizador y pionero, con el fin de ayudar a la naturaleza a reanudar la sucesión vegetal hacia un bosque progresivamente cada vez más maduro y diverso.

Así pues, en principio, el plan de repoblación forestal que consideraba el uso de coníferas autóctonas para asegurar el arraigo del arbolado, no fue concebido con criterios económicos, sino más bien una base ecológica para reconstruir progresivamente un bosque cada vez más evolucionado; la inseguridad de que el bosque se restaurase inicialmente empleando especies de difícil arraigo en condiciones adversas sobre suelos más o menos degradados, era demasiado arriesgada porque los medios y recursos que tanto costaba disponer para repoblar no podrían desperdiciarse si se obtenían demasiadas marras y entonces fracasaba la repoblación.

Los autores lo explicaban de esta forma tan didáctica: "Sería una insensatez, por ejemplo, si pretendiéramos reinstalar un hayedo sobre las ralas praderas de *Nardus estricta*, o el encinar sobre las terrizas laderas de un espartizal; si ansiamos, ante todo, la rápida instalación de una cubierta arbórea, demos paso a los pinos, *P. sylvestris* y *P. halepensis*, que en su día podrán servir de antesala al haya y a la encina, respectivamente, al fin y al cabo se trataba de reconquistar el bosque imitando a la naturaleza, facilitándola las cosas con el ingenio humano: si el hombre lo facilitase, los pinos podrían colonizar los dominios actuales de los jarales que eran hijos del incendio, debiéndose atribuir la extensión actual de sus dominios a las rozas abusivas con el fin de ganar terrenos de pastos favorecidos por el hombre, de modo que si las causas de la deforestación permanecen en pie, de nada servirá la creación de nuevos montes arbolados, que sometidos a aquellas causas, nacerían para desaparecer".

No obstante, a pesar del uso preferente de los pinos fáciles para devolver al monte su arbolado, la proyección del plan no acaba con la repoblación forestal mediante el empleo de pinos, sino que como ya entonces afirmaba Luis Ceballos con proféticas palabras: "no nos empeñemos los forestales en enmendar la plana a la naturaleza pues una vez que los pinos cumplieron su insustituible labor colonizadora y repobladora, vayamos abriendo

paso a las frondosas en muchos de nuestros pinares que ya lo llevan demandando desde hace tiempo, porque si no antes o después las plagas y, sobre todo, los incendios se encargarán de ello". Solamente si los matorrales de partida fueran muy claros, o estuvieran poco representados en ellos los *Quercus*, los autores del plan creen que será necesario recurrir a los pinos complementando la defensa que se haga de las matas de *Quercus* con siembras de bellota y piñón, tendiendo a la formación de masas mezcladas que pueden ser de gran porvenir y facilitarán el paso al bosque puro de frondosas cuando los pinos hayan terminado su misión protectora.

Así, acabada la Guerra Civil, en abril de 1939, el gobierno decidió emprender una acelerada marcha repobladora, aunque ejecutada bajo premisas y condiciones diferentes a las inicialmente previstas en aquel ambicioso plan de repoblación forestal de 1938, que fue entonces considerado un estudio previo que debía dar paso a planes ejecutivos más detallados, a través de un organismo repoblador específico que lo ejecutase, incluso mediante medidas coercitivas en algunos casos, dejando de lado frecuentemente gran parte de las previsiones y prescripciones técnicas del plan de repoblación original. Cuando en 1940 se encargó la concreción de aquel Plan a Tomás Villanueva y Ángel Esteva, obviando las variantes selvícolas y ecológicas que prescribía el plan inicial, eligieron diferentes especies de pinos como las más efectiva para las repoblaciones forestales, con una doble ventaja, tanto desde el punto de vista técnico y ecológico, como económico respecto a las especies del género *Quercus* que son de más difícil arraigo y además tienen peor rendimiento productivo.

La Ley de 10 de marzo de 1941 rehabilitó el Patrimonio Forestal del Estado, refundiendo las disposiciones precedentes (1935 y 1939) y su Reglamento se aprobó por Decreto de 30 de mayo de 1941. El Patrimonio Forestal del Estado se concibió como un instrumento repoblador de la Administración y considerado una entidad de derecho público con carácter propio de organismo autónomo, para facilitar la ejecución de las repoblaciones, gozando de plena personalidad jurídica y autonomía económica, teniendo al mismo tiempo la consideración de Dirección General del Ministerio de Agricultura, con todos los derechos que correspondían a estos órganos de la Administración.

El Patrimonio Forestal del Estado, quedó encargado de restaurar, conservar e incrementar la riqueza forestal perteneciente al Estado, constituida por los montes y terrenos que el Estado poseía en ese momento; por los montes, terrenos y demás bienes y derechos adquiridos para la realización del objeto y fines de esta Ley; y por el vuelo de los montes creados con arreglo a esta Ley, sobre terrenos no adquiridos en propiedad pero acordados para su repoblación.

El fuerte apoyo político recibido se tradujo en dotaciones presupuestarias nunca vistas en la Administración forestal, tradicionalmente muy desfavorecidas respecto a los sectores agrícola y ganadero, con los que compartía Ministerio. Los fondos del Patrimonio se alimentaban de una subvención presupuestaria anual del Estado fijada por la Ley de 1941 en 100 millones de pesetas y más tarde elevada a 500 millones de pesetas, a lo que se añadían los ingresos procedentes de la explotación de los montes del Estado, así como de las zonas repobladas.

Hay que tener en cuenta que tras la contienda bélica se instaló en España un régimen autárquico dictatorial en un país devastado por la guerra, con hambre, paro y casi todo por reconstruir, en que las repoblaciones forestales constituyeron la excusa ideal y la herramienta perfecta para iniciar el desarrollo de las comarcas rurales más desfavorecidas mediante la dotación de infraestructuras de abastecimiento de luz y agua, proporcionando así millones de jornales. Tamañas preocupaciones, a menudo ocasionaban que las repoblaciones no fuesen el fin ni la tarea principal, realizándose con celeridad, a la carrera, concentrándose más los esfuerzos en repoblar que luego en cuidar lo repoblado, produciéndose un alejamiento paulatino de las previsiones del plan original de 1938 y, más aún, de sus directrices y prescripciones técnicas.

Pronto se repoblaron casi todos los montes propiedad del Estado, por lo que ante la dificultad de adquirir terrenos se procuró su disponibilidad dotándose de instrumentos jurídicos para ello, utilizando la fórmula contractual de los Consorcios y más tarde mediante los Perímetros de Repoblación Obligatoria o las Zonas de Urgente Repoblación (Ley de auxilios a la repoblación forestal, 1952). La formulación de un Consorcio suponía el establecimiento de un derecho real del Estado sobre el vuelo creado, considerándose los gastos de repoblación y guardería como un anticipo reintegrable a costa de los futuros aprovechamientos forestales, que se repartirían entre el Estado y los titulares (ayuntamientos o particulares) según contrato, hasta que se saldara la deuda contraída por el propietario de los montes.

De esta forma, la segunda mitad de la década se convirtió en la de mayor actividad repobladora. Cuando a partir de la década desarrollista de los años sesenta, en que la producción prevalecía considerablemente sobre la conservación, la mano de obra ya no era tan barata y asequible, tampoco resultaban rentables los tratamientos selvícolas necesarios de los pinos densamente plantados, ya que era mayor el coste de su extracción que el precio de mercado de la madera delgada obtenida, quedando abandonados muchos pinares durante décadas hasta convertirse en un polvorín de combustible vegetal, a la expectativa de que el fuego se ocupase de limpiarlos.

Durante la década de los años sesenta caracterizada por el desarrollismo y el productivismo dominantes en aquella época, los sucesivos planes de desarrollo insistieron en los objetivos de aumentar la producción maderera española, insertando al sector forestal en la mejora de estructuras agrarias, dado que el abandono de cultivos en amplias tierras marginales producía una amplia oferta de fincas que podían ser objeto de repoblación (II Plan de Desarrollo de 1968), sobre terrenos de mayor calidad agrológica que favorecen un fin más productor que protector.

Así se incrementó considerablemente el ritmo repoblador, hasta convertirse en una carrera en la que cada año se pretendía superar con prisas la cifra repoblada el año anterior Por otro lado, la carencia creciente de mano de obra rural, esencia de las antiguas repoblaciones, conduce al uso frecuente de maquinaria agraria y civil en labores de preparación de terrenos para su repoblación, empleándose técnicas a base de aterrazamientos a finales de los 60.

Según Montero de Burgos (1989), "las repoblaciones ejecutadas, la mayoría de las veces no erraron tanto en las especies elegidas, ni siquiera en los métodos y técnicas de repoblación empleados, pero en su afán de reforestar territorios rápidamente se tomaron la repoblación forestal como un fin en sí misma, en lugar de la fase inicial de un proceso continuo de selvicultura de mejora, ordenada y concebida a largo plazo, que permitiese evolucionar a la masa forestal creada de una manera progresiva e inteligente, según sus fines....". Pero muchas repoblaciones se abandonaron tal como se plantaron, con grandes densidades de pies para asegurar el éxito de la repoblación, sin deshermanar los hoyos con varias plántulas, ni realizar después los cuidados selvícolas y culturales adecuados, dejando al fuego que, de vez en cuando, se encargara de gestionarlo. Los ingenieros del Patrimonio Forestal eran primados según la superficie repoblada y creaban agravios comparativos con los ingenieros de los Distritos Forestales dedicados a ordenar, conservar y mejorar los montes públicos catalogados.

Durante la existencia del Patrimonio Forestal del Estado se repoblaron en España más de dos millones y medio de hectáreas entre 1940 y 1971, con una media anual de más de 78 mil ha año^{-1} que supone un ritmo repoblador un 30% superior al previsto en el plan inicial. En la década de los años 40 se repoblaron más de 325 mil hectáreas con una media anual de casi 33 mil ha año^{-1}, poco más de la mitad del ritmo previsto. Sin embargo, en las siguientes dos décadas de los años 50 y 60 se triplicó el ritmo repoblador en ambas, hasta aproximarse a casi un millón de hectáreas repobladas en cada década, a una media cercana a las 100 mil hectáreas anuales.

No obstante, entre los años 1940 y 1970 continuó decreciendo la superficie forestal en España, aprovechada para otros usos agrarios del suelo, núcleos urbanos e infraestructuras, aunque se redujo con menor intensidad que en los años anteriores (entre 1930 y 1940 se perdieron 1,66 millones de hectáreas de superficie forestal), estabilizándose la superficie forestal española en torno a los 25 millones de hectáreas en 1940; sin embargo, hacia 1950 el monte arbolado recuperó parte del terreno perdido debido a las citadas repoblaciones forestales en esta década, aunque en aquella época todavía era mayor la superficie forestal desarbolada que la arbolada.

Desaparecidas en 1968 las Divisiones Hidrológicas, que habían sido integradas en el Patrimonio Forestal del Estado, y los Distritos Forestales en la Dirección General de Montes, a finales de 1971 estos organismos fueron absorbidos por el Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ICONA) que continuó con la labor repobladora, si bien su propia denominación simboliza la transición del productivismo al conservacionismo en la política forestal española.

En 1971 se modifica la estructura orgánica del Ministerio de Agricultura mediante el Decreto-Ley 17/1971 de 28/10/1971 que supuso la creación del ICONA y la supresión del Patrimonio Forestal del Estado, y se integraron en este nuevo organismo la mayoría de las competencias de la Dirección General de Montes, salvo los montes particulares competencia de la Dirección General de la Producción Agraria, desapareciendo los Distritos Forestales y los Servicios Hidrológico-Forestales del Patrimonio; así mismo, manteniendo ICONA el carácter de Organismo Autónomo que tenía el Patrimonio.

En realidad no fueron fáciles los comienzos del nuevo organismo, puesto que en el ICONA se fundieron varios organismos de diferente condición y rango. Frente a la etapa anterior, en la que la actividad preponderante fue la repoblación forestal, las actuaciones forestales en estos años se diversifican, dedicándose una creciente atención a los tratamientos selvícolas en las masas ya creadas y a actuaciones en materia de prevención y extinción de los incendios forestales, que en esta etapa se abordan como uno de los principales problemas de los montes españoles. Además, en esta década de transición a mediados de los setenta se genera una gran demanda social de conservación de la naturaleza, a la que responde no sólo el nombre del nuevo organismo sino muchas de sus actividades y orientaciones, tanto de carácter político como técnico.

En 1977 se aprobó la Ley 5/77 de Fomento de la Producción Forestal que abordó la resolución de consorcios para su conversión en convenios con condiciones económicas más favorables para el propietario del monte e implementó subvenciones de repoblación en montes privados, la mayoría de ellas aplicadas por la Dirección General de Producción Agraria del Ministerio de Agricultura, de manera que las repoblaciones comenzaron a dejar de ser objeto directo de la política forestal pública del ICONA, confiando su ejecución a la iniciativa privada, lo que provocó que al final de la década de los años 70 se hubiera disminuido el ritmo repoblador, dentro de la intensidad que tuvo en esta época, que se redujo aún más en la década de los 80.

La superficie repoblada en este periodo fue de 3660739 ha, siendo la década de los años 50 donde el ritmo repoblador fue más elevado, con una media anual de 119.126 ha. Fue la etapa de expansión de la actividad repobladora. Para poder llevar a cabo esta intensa labor, además del apoyo político y la creación de un organismo autónomo al efecto para su desarrollo, se precisaron:

- Importantes recursos económicos. En contraste con la etapa anterior, donde los reducidos recursos económicos limitaron la labor repobladora de la Administración forestal, en esta etapa se contó con importantes asignaciones económicas, en parte debido al carácter extraforestal de muchas de las repoblaciones. Así de los 6 millones de pesetas del año 1940 se pasó a los 377 millones de pesetas del año 1953. Durante todos estos años la parte de este presupuesto destinada a inversión en trabajos de repoblación era la mayoritaria, representando el 95% del presupuesto total. El 5% restante era para gastos fijos y materiales. La magnitud de esta inversión llega a alcanzar en 1956 su valor máximo, al representar el 1,67% del presupuesto total del Estado. A medida que el país fue creciendo económicamente, sobre todo a partir de la década de los años 60, la importancia relativa de la inversión en repoblaciones forestales fue disminuyendo.
- Disponibilidad de superficies para ser repobladas. Ante la escasez de superficie propiedad del Estado para ser repoblada, la disponibilidad de terrenos se convirtió en la piedra angular de la actividad repobladora en esta época. La ley del Patrimonio Forestal del Estado de 1941, establecía que la disponibilidad de superficies para su repoblación podría hacerse mediante: i) consorcios o convenios con los propietarios, ii) compra directa y iii) expropiación forzosa, esta última previa declaración del proyecto de utilidad pública.

Las más frecuentes fueron la adquisición de terrenos y el establecimiento de consorcios. La adquisición de fincas se imponía, generalmente, en los montes objeto de trabajos de restauración hidrológico-forestal, donde el propietario no podía afrontar un período sin obtener una rentabilidad directa de los mismos y en los que su sistema de explotación era incompatible con la conservación de la capacidad productiva. También estaba indicada para aquellos terrenos deficientemente aprovechados en los que el propietario no podía hacer frente a los costes de la transformación. El establecimiento de consorcios estaba aconsejado para el caso de Ayuntamientos o particulares sin acuciantes problemas económicos. Al contrario que en el caso de las adquisiciones, mediante esta figura se pretendía conservar la vinculación del propietario con el monte. La superficie total adquirida fue de 842.421 ha, mientras que la superficie consorciada y con convenio ascendió a 3.077.380 ha. La expropiación forzosa se aplicó frecuentemente como instrumento para realizar compraventas pactadas cuando la propiedad no estaba inscrita en el Registro de la Propiedad.

- Gran infraestructura para recolectar y procesar frutos y semillas y para producir plantas. Hubo necesidad de contar con un suministro constante de semillas y plantas forestales, tanto en cantidad como en calidad. La política de autosuficiencia económica y el aislamiento internacional, en la que se inicia esta etapa, exigía que la mayor parte de las semillas y plantas que se necesitaban para la repoblación forestal fueran producidas en el país siendo la importación prácticamente testimonial. Ante la falta de iniciativa privada estas infraestructuras fueron de carácter público, creándose según la demanda de la actividad repobladora, con un único objetivo de garantizar el abastecimiento. De una producción al inicio de esta etapa de 45 toneladas de semillas y una infraestructura integrada por 45 sequeros de calor solar y cuatro de calor artificial se pasó en 1955 a una producción cercana a 1.000 toneladas de semillas, más de 130 sequeros de calor solar, 29 de calor artificial, 21 almacenes de semillas, cinco cámaras frigoríficas y nueve laboratorios de ensayo. La producción de plantas en los viveros evolucionó de forma similar, variando de 100 millones de plantas al inicio de la etapa a 1.211 millones en el año 1957, donde alcanzó su máximo. Para ello fue necesario pasar de 40 viveros en 1940 a 771 en 1955, con una superficie cultivable total que varió de 24,7 a 974,9 ha en 1957.

La actividad repobladora realizada en España fue objeto de encendidos elogios en su época (Secretariado FAO 1958; Brodbeck 1959 y Taugott en Bauer 1980) pero también de duras críticas, sobre todo, de sus últimos 15 años (Castroviejo 1978; Castroviejo *et al.* 1985; Fernández-González 1986). Una de las críticas más generalizadas fue el casi exclusivo uso de las especies del género *Pinus* (figuras 1.8 y 1.9), creando masas de carácter monoespecífico, ocasionalmente mixtas con varias coníferas, formadas por una especie principal. Con los siete pinos autóctonos se repobló el 83% de la superficie, mientras que con las especies de carácter alóctono o exótico (pino de Monterrey, híbridos de chopo y eucalipto) se repobló un 15%. El elemento diferencial de esta etapa no fue tanto el uso mayoritario de los pinos autóctonos como el diseño de masas,

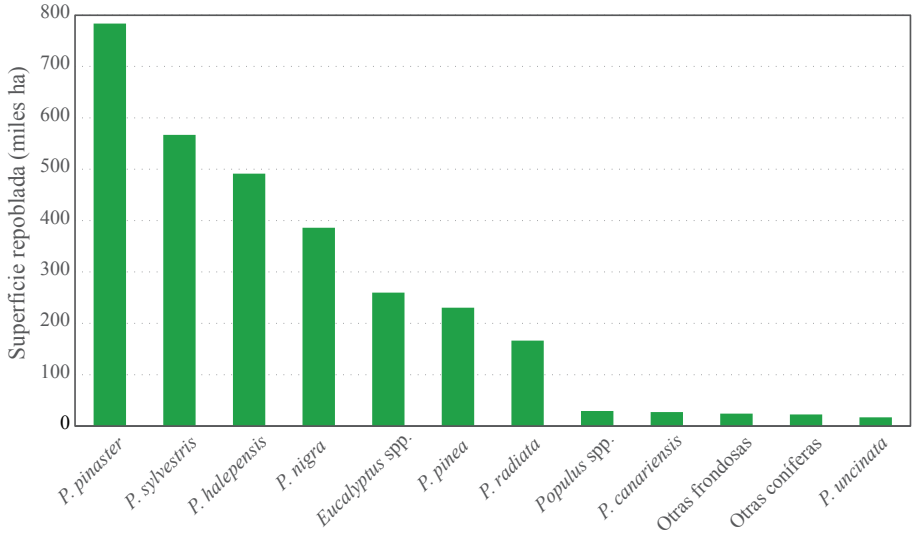


Figura 1.8. Especies utilizadas en la repoblación forestal entre 1940 y 1984 (fuente: Memorias del Patrimonio Forestal del Estado, Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial y del Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza).

Repoblación de *Pinus uncinata* y *Pinus sylvestris* en la Sierra de Ayllón (Guadalajara).

Repoblación de *Pinus halepensis* en el Montsant (Tarragona).

Figura 1.9. Repoblaciones monoespecíficas con pinos (fotos: J Pemán).

mayoritariamente monoespecíficas. Este aspecto ya fue resaltado por González Vázquez (1950) al alertar de la simplificación que se estaba produciendo desde 1940 en el diseño de las masas, abogando por la creación de unas masas mixtas coníferas-frondosas con las que conseguir una mayor resiliencia frente a posibles perturbaciones bióticas o abióticas. Para muchos, el diseño de estas repoblaciones, sobre todo las que tenían un carácter preferente de protección, no respondía a lo que debería ser la reconstrucción del bosque, correspondiéndose más con los cultivos forestales propios de las repoblaciones más productivas (Ramos 1989).

Común a las repoblaciones productoras y protectoras, aunque más frecuentemente en estas últimas, a partir de mediados de la década de los años 60 comenzó a generalizarse una técnica mecanizada de preparación del suelo: la terraza (figura 1.10). Esta técnica, al generalizarse durante los últimos 20 años del periodo estudiado, ha sido una de las responsables del cambio sufrido en el paisaje de montaña y sobre la que se han vertido las más duras críticas, en las que se han englobado indebidamente los subsolados y los acaballonados. En una de las primeras referencias sobre esta técnica, Molina y Nicolás (1966) indican como objetivos de la misma, la eliminación de los fenómenos de erosión, el efecto beneficioso de la plantación sobre terrenos removidos y la retención de la humedad. Para más información sobre esta etapa se puede consultar Pemán *et al.* (2017).

Monte aterrazado en 1960 en la provincia de Zaragoza (© DGR-INIA)

Angledozer realizando la apertura de la terraza para su posterior subsolado (© DGR-INIA)

Repoblación de *Pinus uncinata* sobre terrazas con el objetivo de evitar el desprendimiento de aludes en el Valle de Arán (Lérida) (foto: J Pemán).

Repoblación de *Pinus sylvestis* en terrazas después de 50 años en la Sierra de Ayllón (Guadalajara) (foto: J Pemán).

Figura 1.10. Ejemplos de aterrazamientos.

Periodo 1985-actualidad

Esta última etapa supuso profundos cambios en la estructura administrativa del Estado español, iniciándose en 1984 las transferencias de competencias en materia forestal de la Administración central a las comunidades autónomas. En los reales decretos de traspaso de funciones y servicios se establece que ambas administraciones, central y regional, desarrollarán de manera compartida la planificación de las actuaciones que

tengan por objeto la restauración hidrológico-forestal cuando afecten a territorios que superen sus distintos ámbitos territoriales, ejecutándose aquellas de forma convenida con las comunidades afectadas.

De esta forma, a partir de 1985 se promulgaron resoluciones estableciendo convenios de cooperación para la restauración hidrológico-forestal de cuencas entre las comunidades autónomas y el organismo forestal de la Administración general del Estado (ICONA) (a excepción del País Vasco), que permitieron una actuación coordinada en las grandes cuencas hidrográficas con acciones en cabeceras, cauces y zonas de influencia de embalses. Por otra parte, la entrada de España en la Comunidad Europea en 1986 tuvo repercusiones positivas para la realización de repoblaciones forestales y otros trabajos de restauración hidrológico-forestal, al recibir un apoyo importante de los fondos europeos para su financiación.

Así, en ese mismo año de 1986, con la aprobación del Acta Única Europea, la política encaminada a la cohesión económica y social comunitaria adquirió especial relevancia, constituyendo los llamados Fondos Estructurales el principal instrumento para su desarrollo. De entre ellos, los fondos particularmente involucrados en la reforestación de tierras agrarias de la Política Agraria Común (PAC) han sido el Fondo Europeo de Orientación y Garantía Agraria (FEOGA)-Sección Orientación y el Fondo de Cohesión, dado que entre los objetivos de las acciones que podían ser objeto de apoyo financiero por parte de estos fondos fueron la protección y mejora del medio ambiente y más tarde incluiría la reforestación de tierras agrarias.

La reforma de la PAC proporcionó un nuevo enfoque mediante el Reglamento 2080/92 que estableció el régimen de ayudas a las medidas forestales en la agricultura, trasladado al ordenamiento jurídico español mediante el Real Decreto 386/92 que motivó el desarrollo del Programa de Forestación de Tierras Agrarias que se puso en marcha en España en 1994. Desde entonces, la forestación de tierras agrarias ha tenido un marco legal que ha evolucionado durante los 26 años que lleva vigente, adaptándose a los objetivos perseguidos en los diferentes periodos de programación (1993-1999, 2000-2006, 2007-2013 y 2014-2020).

La superficie total forestada desde 1994 al año 2016 se ha estimado en 732.926 ha (tabla 1.2, figura 1.11), magnitud verdaderamente relevante en el contexto de las forestaciones o reforestaciones realizadas por particulares (Vadell *et al.* 2019a). Como antecedente más próximo a esta línea de ayudas, estarían las repoblaciones realizadas al amparo de la Ley 5/1977, de fomento a la producción forestal, donde se repoblaron 220.000 hectáreas en el periodo comprendido entre 1978 y 1993 (Vadell *et al.* 2016). La evolución en el tiempo de la superficie forestada (tabla 1.2) muestra una tendencia claramente descendente a partir de 1999, siendo prácticamente inexistente en la actualidad. Esta tendencia está claramente marcada por el modelo de financiación adoptado, dado que las primas de mantenimiento y compensación han sido cada vez mayores y han comprometido el presupuesto para las nuevas forestaciones. Esto es particularmente evidente a partir del año 2000, como consecuencia del gran éxito que tuvo este programa en el periodo 1993-99.

Entre 1975 y 1995 se produjo un incremento de la superficie arbolada favorecido por el masivo éxodo rural y la intensificación de las explotaciones agrícolas, con el consiguiente

Tabla 1.2. Superficie forestada por Comunidad Autónoma en cada uno de los periodos de programación (Vadell *et al.* 2019a).

Comunidad autónoma	Superficie forestada (ha) por período de programación				
	1993-99	2000-06	2007-13	2014-20	Total
Andalucía	120080				120080
Aragón	4796	4406	1937		11139
Principado de Asturias	7737	2380			10117
Islas Baleares	960	28			988
Islas Canarias	1026	108			1134
Cantabria	538	1083	95		1716
Castilla-La Mancha	75021	37226	3541	80	115868
Castilla y León	122088	70231	42603	4803	239725
Cataluña	1766				1766
Comunidad Foral de Navarra	1255	1502	252		3009
Comunidad de Madrid	6019	3061			9080
Comunidad Valenciana	6635				6635
Extremadura	53333	13088	6739		73160
Galicia	33749	36830			70579
País Vasco	29000	23605	98		52703
Región de Murcia	7893				7893
La Rioja	1487	5435	100	312	7334
Total	473383	198983	55365	5195	732926

Forestación con *Quercus suber* en Huelva.

Forestación con *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* subsp. *ballota* en Granada.

Figura 1.11. Forestaciones en tierras agrarias financiadas por la PAC (fotos: J Pemán).

abandono de terrenos agrícolas marginales y su poblamiento por arbolado forestal, bien por regeneración natural del arbolado, o bien mediante repoblación forestal planificada o subvencionada, pues la reforestación de tierras agrarias son medidas subvencionadas a particulares y municipios de difícil planificación.

En 1995 desaparece el ICONA, por Real Decreto-Ley 1055/1995 de 23 de junio, que modifica la estructura orgánica del Ministerio de Agricultura, creando en su lugar la Dirección General de Conservación de la Naturaleza, manteniendo las mismas competencias que tenía el ICONA, excepto la de gestión de los Parques Nacionales, al crearse el Organismo Autónomo Parques Nacionales. Este cambio supuso la pérdida del carácter de organismo autónomo de que había gozado el ICONA, como heredero del Patrimonio Forestal del Estado. Un año después, el Real Decreto 758/1996 de 5 de mayo de 1996 crea el Ministerio de Medio Ambiente, pasando a depender del mismo la recién creada dirección general. Así, la política forestal es considerada parte del medio ambiente pero no del desarrollo rural.

De este modo, las repoblaciones forestales en las comunidades autónomas han sido cofinanciadas por la AGE y la Unión Europea, con una escasa aportación de fondos propios de aquellas que no fuesen cofinanciables. El problema de la reforestación de tierras agrarias es que se trata de medidas subvencionadas que atienden a las solicitudes de particulares y municipios que por tanto no son planificadas, ante la ausencia generalizada, salvo alguna excepción, de criterios y prioridades de repoblación.

En este sentido, ya en 1991 el entonces ICONA preparó un documento para un futuro Plan Nacional de Restauración Hidrológico-Forestal y Control de la Erosión, en el que se establecían los criterios y la metodología para seleccionar y priorizar las cuencas a restaurar, documento que constituyó una primera aproximación a escala nacional al problema de la erosión en España. Posteriormente, entre 1994 y 1998, se realizaron estudios para la identificación de zonas de actuación prioritaria del Plan Nacional de Restauración Hidrológico-Forestal, por cuencas hidrográficas, a una escala más detallada.

Aunque el Mapa Forestal de España elaborado a escala 1:400000 publicado en 1966 e impulsado por Luis Ceballos sobre la base de la fotografía aérea del vuelo americano de 1956, no tiene planimetradas ni digitalizadas sus superficies, se estima que en 1970 la superficie forestal española apenas superaba los 25 millones de hectáreas. El primer Inventario Forestal Nacional (IFN1) elaborado entre 1966 y 1975 sin base cartográfica (cartografía de puntos) registra una superficie forestal arbolada de España por debajo de las 12 millones de hectáreas.

El segundo Inventario Forestal Nacional (IFN2) elaborado entre 1986 y 1996 sobre la base cartográfica del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos a escala 1:50000, refleja una superficie forestal que casi alcanza los 26 millones de hectáreas de las que más de 14 millones estaban ya arboladas. Aunque las cifras resultantes de la comparación entre inventarios con distintos criterios de fracción de cabida cubierta arbórea y una metodología y cartografía diferentes, deben tomarse con la debida precaución, atendiendo más a rangos y tendencias que a valores absolutos, el cotejo entre ambos inventarios

(IFN1-IFN2) refleja en ese tiempo medio de 15 años un incremento de la superficie forestal arbolada superior a dos millones de hectáreas.

Si la comparación se realiza con el tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3) realizado entre 1997 y 2007 sobre la base cartográfica del Mapa Forestal de España a escala 1:50000 elaborado entre 1996 y 2006, resulta que en el tiempo transcurrido entre el IFN2 y el IFN3, que se puede asimilar a la última década del siglo XX, la superficie forestal aumentó en más de un millón y medio de hectáreas y la superficie forestal arbolada en más de 4 millones de hectáreas, a costa de la superficie forestal desarbolada y de tierras agrarias marginales o abandonadas.

Si la comparación se realiza entre el IFN1 y el IFN3, se aprecia que la superficie forestal se había incrementado en España más de 2 millones de hectáreas y la superficie forestal arbolada había experimentado un aumento que se aproximó a 6,5 millones de hectáreas en el periodo de tiempo medio transcurrido entre ambos inventarios, periodo que se puede asimilar al último cuarto del siglo XX o quizá a sus tres últimas décadas (1970-1999), un considerable incremento del 55% debido a repoblaciones forestales (2,5 millones de hectáreas) y el resto (4 millones de hectáreas) en gran parte debido a regeneración natural sobre cultivos y pastos abandonados.

Se puede concluir que si a principios del siglo XX la superficie forestal estimada en España se puede situar en torno a los 29 millones de hectáreas, tras un descenso continuo hasta situarse por debajo de los 26,5 millones de hectáreas en 1930 y aún más por debajo de los 25 millones de hectáreas en 1940, mínimo histórico registrado tras la guerra civil española, las repoblaciones forestales y la regeneración natural del monte arbolado produjeron un aumento que superó el 11% de la superficie forestal española de unos 2,75 millones de hectáreas a finales del siglo XX. También se puede afirmar que la frontera del bosque casi se duplicó en España durante la segunda mitad del siglo XX ocupando terrenos marginales o abandonados de cultivos y pastos hasta recuperar parte del terreno que había perdido durante siglos precisamente a costa de éstos.

Tras la transferencia de casi todas las competencias de gestión directa de los espacios y recursos forestales a las comunidades autónomas, el papel de la Administración general del Estado como coordinadora, cofinanciadora e impulsora de planes y actuaciones de repoblación forestal en el ámbito nacional fue adquiriendo una relevancia cada vez mayor.

En este sentido, la entonces Dirección General de Conservación de la Naturaleza aprobó en 2001 el Plan Nacional de Actuaciones Prioritarias en materia de Restauración Hidrológico-Forestal, Control de la Erosión y Defensa contra la Desertificación (PNAP) para que constituyera un marco general como instrumento de planificación estratégica de ámbito nacional para el desarrollo de las actuaciones de restauración hidrológico-forestal, enmarcadas en su mayor parte, como se ha mencionado, en los convenios de hidrología existentes con las comunidades autónomas, con el apoyo de la cofinanciación europea y estatal.

El PNAP establecía un rango de prioridades de actuación como criterio previo de selección en un marco planificado, incluyendo la repoblación forestal y la reforestación de tierras

agrarias. En la actualidad se está concluyendo el PNAP 2017 con algunas modificaciones metodológicas que incluyen prioridades por problemática según indicadores de aridez, zonas inundables, cabeceras de embalses, tipos de erosión del Inventario Nacional de Estados Erosivos (INES) y zonas quemadas, así como el tipo de propiedad de los terrenos.

Con la llegada de la crisis económica mundial desde 2008, dejó de tener efectivos en 2009 el citado Convenio de Hidrología que permitía impulsar repoblaciones forestales cofinanciadas por la Administración general del Estado Español y la Unión Europea con las comunidades autónomas, limitándose hoy a actuaciones protectoras y restauradoras de emergencia en zonas incendiadas. Si a ello se añade, el hecho de que aunque sigue abierta la línea de forestación cofinanciada por la Unión Europea, las normas establecen la obligatoriedad de mantenimiento del vuelo arbóreo creado, lo que implica el aumento de recursos para tratamientos selvícolas y la reducción de fondos dedicados a nuevas reforestaciones, lo que a su vez explica la notable disminución de la superficie repoblada durante lo que se lleva del presente siglo XXI. Las cifras resultantes ponen en evidencia que las comunidades autónomas apenas dedican recursos propios a repoblar sus territorios, mientras el Estado y la Unión Europea no dispongan fondos de cofinanciación para ello.

En resumen, recopilando la serie histórica de repoblaciones forestales registradas durante los últimos 75 años correspondientes al periodo transcurrido entre los años 1940 y 2014, resulta que en este tiempo la superficie repoblada en España supera los 5,5 millones de hectáreas y que la época más repobladora de la historia han sido las a décadas del 50, 60 y 90 del pasado siglo. Más del 70% de las últimas repoblaciones forestales tuvieron finalidad protectora preferente, aunque también puedan ser productivas, que suele ser el objetivo principal de la forestación de tierras agrícolas, sin perjuicio de su carácter protector inherente a toda masa forestal.

Aunque no se dispone en la actualidad de un mapa real de la actividad repobladora, desde sus inicios hasta el presente, una buena aproximación puede ser el obtenido a través del Mapa Forestal de España de Ruiz de la Torre realizado entre 1986 y 1997 (Vadell *et al.* 1999b) (figura 1.12). En él puede observarse la distribución de las principales especies forestales usadas en la repoblación. En las provincias del norte peninsular se observa un uso mayoritario de las especies *Pinus radiata*, *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinaster*. El eucalipto tiene, también, una amplia representación en el sudoeste peninsular, en la provincia de Huelva. *Pinus sylvestris* se observa distribuido en las partas altas de los sistemas montañosos y las masas de *Pinus halepensis* en todo el sudeste y en la zona más árida del valle del Ebro. La distribución de las choperas refleja, en parte, la red hidrográfica en las cuencas del Ebro y del Duero. Las superficies forestadas en el Programa de Forestación de Tierras Agrarias no quedan correctamente recogidas en esta cartografía por la dispersión de las mismas y la reducida superficie de las diferentes parcelas.

6. Aproximación a una valoración integral de la repoblación forestal en España

Sobre la actividad repobladora se han realizado numerosos estudios (Abelló 1988; García Abril 1989; Ortuño 1990; García Salmerón 1990; Groome 1990; Gómez Mendoza y Mata 2002; Garzón 2009; Vadell *et al.* 2016; Pemán *et al.* 2017), la mayoría de ellos sobre la

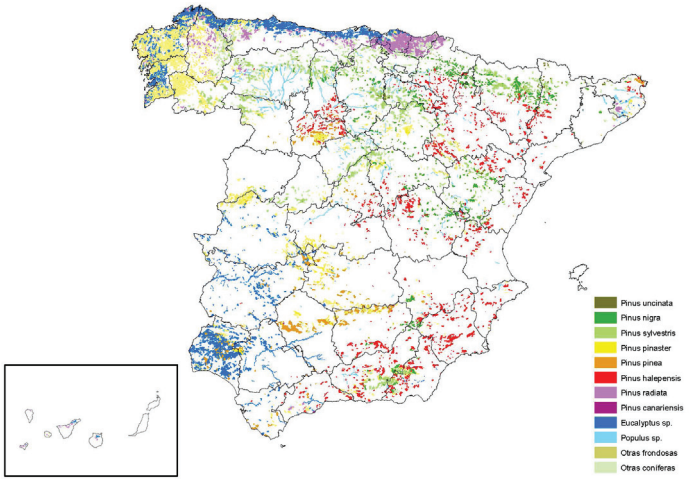


Figura 1.12. Distribución de la superficie repoblada en España por especie o grupos de especie, en 1997, a partir del Mapa Forestal de España (Vadell *et al.* 2019b).

segunda etapa antes descrita. También, sobre esta etapa, pero con un carácter territorial, hay que citar los estudios de Chauvalier (1990) en Huesca, Ortigosa (1991) en La Rioja, Rico Boquete (1995) en Galicia, Sánchez-Martínez (1998) en Jaén, Garzón (2009) en Málaga o Araque y Sánchez-Martínez (2009) en Andalucía. El análisis de la Forestación de tierras agrarias también ha sido realizado por diferentes autores, tanto a nivel general (Gómez-Jover y Jiménez Peris 1997; Vadell *et al.* 2019a), como a nivel territorial por Rodríguez-Martínez (1993) en Castilla-La Mancha, Álvarez (2004) en Galicia, González-Botía (2017) en Murcia y Sequeda (2017) en Extremadura.

Las repercusiones socioeconómicas en el medio rural de esta actividad se pueden resumir en los cambios en los aprovechamientos y disfrutes de los montes, los cambios en la estructura de la propiedad forestal y en la producción de materias primas. La política desarrollada para disponer de superficies para la repoblación produjo un cambio notable en la estructura de la propiedad forestal que repercutió en la sociedad rural que vio limitados o eliminados los usos y disfrutes que sobre dichas superficies habían venido realizando o bien vendió sus fincas para emprender la emigración hacia un presumible futuro mejor. Estas repercusiones se sumaron a las propias de la repoblación, que por exigencia de la técnica selvícola imponía el acotado de las superficies recién repobladas al pastoreo. La falta de un documento de planificación de la política repobladora que pudiera armonizar esta actividad con la necesidad de las sociedades rurales y la falta de sensibilidad, como en ocasiones se ha criticado con dureza al Patrimonio Forestal del Estado, ante las peticiones de esas comunidades locales, probablemente fue motivo de numerosos conflictos. En el abandono de los pueblos de montaña afectados por la actividad repobladora, la cuestión a analizar, como planteó Fernández-Muñoz (2002) en su estudio sobre el Alto Sorbe, es si la actuación repobladora de la Administración forestal fue el papel desencadenante de la crisis rural en las sociedades de montaña o

fue por el contrario una de las soluciones. Esta crisis rural venía en parte propiciada por el desequilibrio entre los usos selvícolas y pastorales, a favor claramente del primero. No obstante, la posición de los forestales siempre abogaba por el equilibrio entre ambos como reflejaban las propias normas forestales de 1927 y 1933 que planteaba la necesidad de que el estudio de la zona a repoblar conllevase una diferenciación de rodales, dejando los más fértiles y accesibles para su aprovechamiento pastoral. Por tanto, la necesidad de mantener un equilibrio silvopastoral que pudiera armonizar los distintos usos y disfrutes de la montaña y así evitar su despoblamiento, era un planteamiento asumido y defendido por los repobladores Pero a pesar de estos posicionamientos iniciales, los problemas y conflictos surgieron por no alcanzarse este equilibrio, prueba de ellos son los que refiere Sánchez-Martínez et al (2008) en Jaén. La actuación del Patrimonio Forestal del Estado en la creación y mejora de pastizales fue constante durante sus años de existencia, como lo prueba que en 1954 hubiese actuado en una superficie de 11.400 ha y hasta 1965 esa superficie se elevase a 70.000 ha (DGMCyPF 1966). No obstante, si se tiene en cuenta que hasta 1965 la superficie repoblada fue de casi 2 millones de hectáreas, esta actuación tuvo un reducido impacto en cuanto a compensar la superficie repoblada acotada al pastoreo. En cuanto a la compra de los pueblos de montaña por parte del Patrimonio Forestal del Estado, se dispone de pocos estudios que puedan poner de manifiesto el grado de voluntariedad en la venta. Toda venta es probable que conllevase una fractura social en el medio ya que, aunque esta fuera voluntaria, en raras ocasiones sería por unanimidad de los vecinos. Los pequeños propietarios es fácil que tuvieran que doblegarse ante la voluntad de los grandes. Uno de los casos bien documentados es la zona del alto Gállego (Huesca), en el que Satué (2003) comenta la venta de Ainielle al Patrimonio Forestal del Estado en 1945. El autor reconoce que partía de la idea preconcebida de que este organismo había forzado a sus habitantes a la venta; pero la realidad fue bien distinta. El desequilibrio que se produjo en esta sociedad rural como consecuencia de esta actividad sin duda motivaría esta reflexión tan acertada de Montero de Burgos (1984): "… a veces parece que los repobladores actuáramos como si considerásemos a los hombres que habitan las proximidades de los montes sólo como instrumentos de la creación del bosque cuando, en realidad, deberían ser sus primeros beneficiarios. Y, en modo alguno, habrían de salir perjudicados como consecuencia de la repoblación…".

Desde un punto de vista económico, en la generación de materias primas para la industria, la actividad repobladora desarrollada ha contribuido al notable aumento del volumen de existencias y de los aprovechamientos madereros. Puede servir de ejemplo la evolución de las cortas en especies de crecimiento rápido como el eucalipto o el chopo (figura 1.13). En el caso del chopo, el volumen de cortas entre 1948 y el año 2000 se multiplicó por 5 y en el caso del eucalipto por 25. La actividad repobladora ha contribuido, por tanto, a este aumento en la producción, que en un contexto general, ha pasado de 1,4 millones de m^3 (Mm^3) de madera en 1948 a 11,6 Mm^3 en 1984 y a 14,1 Mm^3 en 2012.

Desde un punto de vista más ecológico se ha planteado la validez y pertinencia del modelo de restauración forestal seguido y la viabilidad de los pinos como especies aptas para el inicio del proceso repoblador (Maestre *et al.* 2003; Pausas *et al.* 2004; Maestre y Cortina 2004; Gómez-Aparicio *et al.* 2009; González-Moreno *et al.* 2011). En referencia a las repoblaciones protectoras, donde la aptitud de los pinos para ser usados en la restauración

de superficies degradadas en ambientes mediterráneos está suficientemente respaldada (Gil y Prada 1993; Ruiz de la Torre 1993; Gil 2008), el elemento clave a valorar es si el diseño de masas monoespecíficas pueden comprometer su persistencia, como alertaba González Vázquez (1950). En términos de resiliencia del sistema, en algunos casos la acción de diseminadores como el arrendajo ha favorecido la progresiva entrada de rebrotadoras bajo la cubierta del pinar (Gómez 2003; Pons y Pausas 2007), siendo este proceso clave para la recuperación de zonas quemadas (Puerta-Piñero *et al.* 2012), pero en otros muchos la progresiva naturalización o diversificación del pinar no se ha conseguido, en muchos casos por la falta de aplicación de claras a tiempo, y las masas monoespecíficas, coetáneas, con una distribución regular de sus pies y, a veces, excesivamente densas, presentan en la actualidad una reducida resiliencia y una marcada vulnerabilidad a las perturbaciones (Andrés y Ojeda 2002) (figura 1.14). Estudios recientes, muestran como la diversificación espontánea de las masas artificiales de coníferas se asocia a variables relacionadas con la estructura de la masa, la distancia a fuentes semilleras, la posición en la ladera o su grado de fragmentación (Gómez-Aparicio *et al.* 2009; González-Moreno *et al.* 2011). En los casos en que la diversificación o enriquecimiento no se consigue de manera natural, se destaca la necesidad de actuar para favorecer este proceso (Ruiz de la Torre *et al.* 1996; Madrigal 1998; Manuel y Gil 1998). Entre las diferentes alternativas se plantea la ejecución de pequeñas plantaciones de diversificación en masas monoespecíficas, que tendrían el papel de actuar como de focos de dispersión para estas especies (Ruiz de la Torre *et al.* 1996; Prévosto *et al.* 2011; Martín-Alcón *et al.* 2017), muy en la línea de lo demandado por González Vázquez (1950).

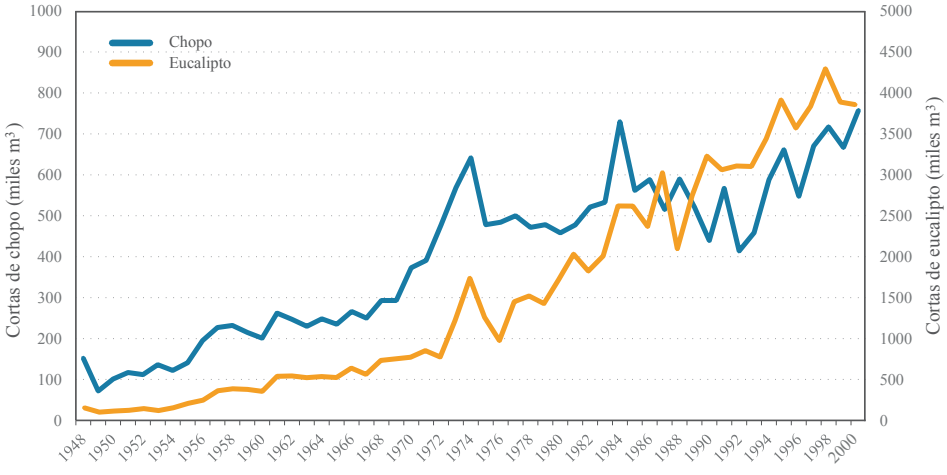


Figura 1.13. Evolución del volumen de cortas de chopo y de eucalipto en España en el periodo 1948-2000 (fuente: Anuarios de Estadística Forestal de España (1940-1971); Anuarios de Estadística Agraria (1972-2000)).

Subpiso de *Quercus ilex* subsp. *ballota* bajo cubierta de un repoblado de *Pinus halepensis* al pie del Moncayo (Zaragoza).

Subpiso de *Quercus pyrenaica* bajo cubierta de un repoblado de *Pinus sylvestris* en el Sistema Ibérico zaragozano.

Figura 1.14. Regeneración natural de frondosas bajo cubierta de repoblación de pinos (fotos: J Pemán).

A escalas más globales se están analizando el papel de los bosques, y por tanto de las repoblaciones, en el ciclo del agua y en el clima en las diferentes regiones del planeta (Norby *et al.* 2005; Bala *et al*. 2007; Chapin *et al.* 2008; Rotemberg y Yakir 2010; Willarts 2013; European Environment Agency 2015). Se están comenzando a poner de relieve, a diferentes escalas espaciales y latitudinales, la influencia de los ecosistemas en el clima debido a la alteración de los balances de energía, agua y carbono existentes entre ellos. En este sentido, el Reglamento (CE) 74/2009 reconoce que la forestación de tierras agrarias, las repoblaciones en general, son un instrumento para la adaptación al cambio climático y su mitigación, así como para la protección y mejora de la calidad del agua. No obstante, algunos estudios ponen de relieve como algunas acciones para la mitigación del cambio climático, como las repoblaciones, pueden tener un efecto diferente según el tipo de ecosistema donde se realicen (Chapin *et al.* 2008). En ecosistemas semiáridos se ha puesto de relieve cómo los trabajos de forestación pueden contribuir a esta mitigación (Rotemberg y Yakir 2010), aunque en ocasiones alterando alguno de los balances, como el del agua. No obstante, faltan estudios a escala más local que pongan en evidencia la influencia del tipo de suelos, la composición y la estructura de la masa, así como el modelo selvícola aplicado, en algunos de estos balances, y en concreto en la conservación del suelo y del agua (Albergel *et al.* 2011). A pesar de ello, en la actualidad se sigue insistiendo en que la restauración de los bosques es la medida más eficaz para mitigar el cambio climático estimándose que una reforestación de 900 millones de hectáreas podría almacenar 205 Gt de carbono (Bastin *et al.* 2019).

BIBLIOGRAFÍA

Abelló M (1988) Historia y evolución de las repoblaciones forestales en España. Tesis doctoral. Universidad Complutense, Madrid

Albergel J, Collinet J, Zante P, Hamrouni H (2011) Integrated water management at landscape scale: science backing development - a case study in Tunisia. En: Briot Y, Gracia C, Palahí M (eds) Water For. People Mediterr. Reg What Sci Can Tell Us pp 98–104

Álvarez P (2004) Viveros forestales y uso de planta en repoblación en Galicia. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela

Andrés C, Ojeda F (2002) Effects of afforestation with pines on woody plant diversity of mediterranean heathlands in southern Spain. Biodivers Conserv 11:1511–1520

Anónimo (1940) Los XXVI puntos del Estado Español. Librería Berrocal, Madrid.Anónimo (1886) La repoblación de los montes de España. Rev Montes 223:199–210

Araque E, Sánchez-Martínez J (2009) Repoblación forestal en Andalucía: intervenciones históricas y situación actual. Universidad de Jaén, Jaén

Aronson J, Dhillion S, Floc'h E (1995) On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect: a reply to Pickett and Parker. Restor Ecol 3:1–3

Bainbridge D (2003) New hope for desert lands. Arid southwest lands habitat Restoration Conference

Bala G, Caldeira K, Wickett M, et al. (2007) Combined climate and carbon-cycle effects of large-scale deforestation. Proc Natl Acad Sci USA.

Bastin J, Finegold Y, Garcia C, et al. (2019) The global tree restoration potential. Science 366:76–79

Bauer H (1980) Los montes de España en la Historia. Ministerio de Agricultura, Madrid

Bradshaw AD (2002) Introduction and philosophy. En: Perrow M, Davy A (eds) Handbook Ecological Restoration. Cambridge University Press, Cambridge pp 3–9

Braquehais A, Carrasco Á, Parra JL, et al. (1975) Aterrazado con subsolado. Técnicas Forestación

Castellarnau JM (1938) Recuerdos de mi vida. Imprenta Aldecoa, Burgos

Castroviejo S (1978) El medio rural y las repoblaciones forestales. En: Castroviejo S, Murado M, Silva R, Xordo R (eds) Ecol. y Polit. en España. Ediciones Blume, Madrid, pp 193–223

Castroviejo S, García-Dory MÁ, Martínez-Vicente S, Prieto F (1985) Política forestal en España (1940-1985) ¿Producción o conservación? Quercus 19:5–30

Chapin FS, Randerson JT, McGuire AD, et al. (2008) Changing feedbacks in the climate-biosphere system. Front Ecol Environ 6:313–320

Chauvalier F (1990) Las repoblaciones forestales en la provincia de Huesca y sus impactos geográficos. Instituto de Estudios Altoaragoneses, Huesca.

Daniel PW, Helms U, Baker F (1982) Principios de Silvicultura. Mc Graw Hill, México

DGMCyPF (1966) Memoria de sus actividades durante el año 1965. DGMCyPF, Madrid

Duhamel du Monceau M (1773) Del aprovechamiento de los montes. Facsímil de la obra traducida por Casimiro Gómez de Ortega impresa en Madrid, imprenta de Joaquín Ibarra. Editado por la SECF en 2009 para el 5CFE. Madrid

Dufour S, Piégay H (2009) From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. River Res Appl 25:1467–1535

Elorrieta O (1934) Es necesario definir e implantar con urgencia una política forestal. Conferencia pronunciada en la Cámara de Comercio de la Madera

European Environment Agency (2015) Water-retention potential of Europe's forests

FAO (1967) Actual and potential role of man-made forests in the changing world pattern of wood consumption. World Symposium man-made forests their industrial importance. Camberra, pp 1–51

FAO (2010) Evaluación recursos forestales mundiales. FAO, Roma

FAO Secretariado (1958) El programa español de repoblación forestal. Unaysilva I

Fernández-González F (1986) Los bosques mediterráneos españoles. Ministerio Obras Públicas, Madrid

Fernández-Muñoz S (2002) Consecuencias socioeconómicas y territoriales de las repoblaciones forestales en el Alto Sorbe (Guadalajara). Eria 58:183–203

Gandullo JM (1990) Ecología, edafología y reforestación. Ecología Fuera Serie:129–138

García Abril A, Yoldi L, Canga JL (1989) Las repoblaciones forestales. En: Adena-WWF (ed) El Libro Rojo los Bosques españoles. Adena-WWF, Madrid, pp 237–276

García Salmerón J (1991) Manual de repoblaciones forestales I. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid

García Salmerón J (1990) La repoblación en España. Historia, resultados procedimientos y perspectivas. Maquin For 42–55

Garzón A (2009) La repoblación forestal en Málaga (1940-1984). Diputación Provincial de Málaga, Málaga

Gil L, Prada MA (1993) Los pinos como especies básicas de la restauración forestal en el medio mediterráneo. Ecología 7, 113–125

Gil L (2008) Pinares y Rodenales La diversidad que no se ve. Real Academia de la Ingeniería de España, Madrid

Gómez J (2003) Spatial patterns in long-distance dispersal of Quercus ilex acorns by jays in a heterogeneous landscape. Ecography (Cop) 5:573–584

Gómez-Aparicio L, Zavala MA, Bonet FJ (2009) Are pine plantations valid tools for restoring Mediterranean forests? An assessment along abiotic and biotic gradients. Ecol Appl 19:2124–2141

Gómez-Jover, F, Jiménez Peris FJ (1997) Forestación de tierras agrícolas. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid

Gómez Mendoza J, Mata R (1992) Actuaciones forestales públicas desde 1940. Objetivos, criterios y resultados. Agric Soc 65:15–64

González-Botía MA (2017) Forestaciones en tierras agrarias de la Región de Murcia. Cambios medioambientales y paisajísticos. Tesis doctoral. Universidad de Murcia, Murcia

González Vázquez E (1950) Las repoblaciones forestales de España y distintos tipos de repoblaciones forestales. En: Instituto de Ingenieros Civiles de España (ed) II Congr. Nac. Ing. Tomo IV. Madrid, pp 117–126

González-Moreno P, Quero JL, Poorter L, et al. (2011) Is spatial structure the key to promote plant diversity in Mediterranean forest plantations? Basic Appl Ecol 12:251–259

Groome H (1990) Historia de la política forestal en el estado Español. Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid, Madrid

Harris J, Hobbs R, Higgs E, Aronson J (2006) Ecological restoration and global climate change. Restor Ecol 14:170–176

Hilderbrand RH, Watts AC, Randle AM (2005) The myths of restoration ecology. Ecol Soc 10(1):19

Jordana J (1900) Algunas voces forestales y otras que guardan relación con las mismas, Facsímil. Ricardo Rojas, Madrid

Jordana J (1896) Estadística de las siembras y plantaciones verificadas en los montes públicos y cabeceras de las cuencas hidrológicas desde la publicación de la ley de 11 de julio de 1877 hasta el fin del año forestal de 1894-95. Imprenta de Ricardo Rojas, Madrid

Lanier L (1986) Précis de Sylviculture. ENGREF, Nancy

Madrigal A (1998) Problemática de la ordenación de masas artificiales en España. Cuad Soc Esp Cien For 6:13–20

Maestre FT, Cortina J (2004) Are Pinus halepensis plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? For Ecol Manage 198:303–317

Maestre FT, Cortina J, Bautista S, Bellot J (2003) Does Pinus halepensis facilitate the establishment of shrubs in Mediterranean semi-arid afforestations? For Ecol Manage 176:147–160

MAGRAMA (2009) Anuario de Estadística Forestal 2009. MAGRAMA, Madrid

Manuel C, Gil L (1998) La transformación histórica del paisaje forestal en España. En: Dirección General de Conservación de la Naturaleza (ed) Segundo Inventario Forestal Nacional 1986-1996, Madrid, pp 15–104

Martín-Alcón S, Améztegui A, Coll Ll (2017) Diversificación o naturalización de las repoblaciones forestales. En: Pemán J, Iriarte I, Lario F (eds.) La restauración forestal de España: 75 años de una ilusión, Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp 401–411

Martin-Lobo M (1965) Veinticinco años de paz octaviana en los montes españoles. Rev Montes 122:131–145

Miranda JD, Padilla FM, Puignaire FI (2004) Sucesión y restauración en ambientes semiáridos. Ecosistemas

Molina J, Nicolás J (1966) La mecanización de algunos trabajos forestales. En: FAO (ed) VI Congr. For. Mund. Madrid, pp 2394–2398

Montero de Burgos J (1984) Creación de masas. In: Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (ed) Asam. Nac. Investig. For. Madrid, pp 645–675

Montero de Burgos JL (1987) La regresión vegetal y la restauración forestal. Bol Esta Cent Ecol 31:5–22

Montero de Burgos JL (1989) Bases para la estimación del impacto ambiental de las repoblaciones. Incluido en CIRCULAR nº 1/1989 de ICONA, Madrid

Montero de Burgos JL, Alcanda P (1992) Planes de reforestación y diversidad genética. Rev For Espa 4:6–13

Norby RJ, DeLucia EH, Gielen B, et al. (2005) Forest response to elevated CO2 is conserved across a broad range of productivity. Proc Natl Acad Sci 102:18052–18056

Ortigosa L (1991) Las repoblaciones forestales en la Rioja: Resultados y efectos geomorfológicos. Geoforma Ediciones, Zaragoza

Ortuño F (1975) Consideraciones sobre la política forestal en España y su relación con la protección del medio ambiente. Rev Montes 181:209–221

Pausas J, Bladé C, Valdecantos A, et al. (2004) Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice – a review. Plant Ecol 209–220

Pemán J, Pemán J (2017) Las administraciones repobladoras. En: Pemán J, Iriarte I, Lario F (eds.) La restauración forestal de España: 75 años de una ilusión, Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp 137–174

Pemán J, Iriarte I, Lario F (2017) La restauración forestal de España: 75 años de una ilusión, Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp 137–174

Pemán J, Vadell E (2009) Reconstrucción de la estadística de la actividad repobladora desde 1879 hasta nuestros días. 5 Congreso Forestal Español 1–14

Pérez-Soba I (2017) La planificación estratégica de la repoblación forestal en España hasta 1939: Los precedentes del Plan General de Repoblación. En: Pemán J, Iriarte I, Lario F (eds.) La restauración forestal de España: 75 años de una ilusión, Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp 43-76

Pons J, Pausas JG (2007) Not only size matters: Acorn selection by the European jay (Garrulus glandarius). Acta Oecol 31:353–360

Ponz A (1790) Viage de España, en que se da noticia de las cosas mas apreciables, y dignas de saberse, que hay en ella. Imprenta Joaquín Ibarra, Madrid

Prévosto B, Monnier Y, Ripert C, Fernandez C (2011) Diversification of Pinus halepensis forests by sowing Quercus ilex and Quercus pubescens acorns: Testing the effects of different vegetation and soil treatments. Eur J For Res 130:67–76

Puerta-Piñero C, Brotons L, Coll L, González-Olabarría JR (2012) Valuing acorn dispersal and resprouting capacity ecological functions to ensure Mediterranean forest resilience after fire. Eur J For Res 131:835–844

Ramos A (1987) Diccionario de la Naturaleza. Hombre, ecología y paisaje. Espasa-Calpe, Madrid.

Ramos A (1989) El bosque uniformado. In: Ortega C (coord) El Libro Rojo los Bosques españoles. AENA, Madrid, pp 373–376

Ramos JL (1965) Repoblaciones. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid

Rico Boquete E (1995) Política forestal e repoboacións en Galicia (1941-1971). Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, Santiago de Compostela

Rodríguez Martínez A (1993) La forestación de tierras agrícolas en Castilla-La Mancha. Foresta, 47–48:140–145

Rotemberg E, Yakir D (2010) Contribution of semi-arid forests to the climate system. Science 327:451–454

Ruiz de la Torre J (1990) Distribución y características de las masas forestales españolas. Ecología FueraSerie:11–30

Ruiz de la Torre J (1991) Características de la zona presentada. En: Ruiz de la Torre J (ed) La Coruña. Mapa Forestal de España. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid, pp 11–37

Ruiz de la Torre J (1993a) Características de la zona presentada. En: Ruiz de la Torre J (ed) Murcia. Mapa Forestal de España. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid, pp 11–63

Ruiz de la Torre J (1993b) La realización del Programa forestal del Plan Nacional de Obras Hidráulicas. En: CEDEX (ed.), Plan Nacional de Obras Hidráulicas de Manuel Lorenzo Pardo de 1933. Ministerio de Obras Públicas Transporte y Medio Ambiente, Madrid, pp. 79–106

Ruiz de la Torre J, Carreras C, García Viñas I, Oti M (1996) Manual de la flora para la restauración de áreas críticas y diversificación en masas forestales. Consejería Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Sevilla

Ruiz de la Torre J, Ruiz del Castillo J (1992) Características de la zona presentada. En: Ruiz de la Torre J (ed) Salamanca. Mapa Forestal de España. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid, pp 11–30

Sánchez-Martínez J (1998) La política forestal en la provincia de Jaén. Diputación Provincial de Jaén, Jaén

Sánchez-Martínez J, Araque E, Crespo J, Garrido A (2008) La repoblación forestal de Sierra Morena, Jaén (1940-1984). An Geogr 28:105–131

Satué E (2003) Ainielle. La memoria amarilla. Prames, Zaragoza

Sequeda MM (2017) Forestación de tierras agrarias en Extremadura. En: SECF (ed.), 7 Congreso Forestal Español. Plasencia, Sociedad Española de Ciencias Forestales

SER (2004) The SER International Primer on Ecological Restoration. Soc Ecol Restor Int Sci Policy Work Gr 1–15

Serrada R (2000) Apuntes de repoblaciones forestales, Tercera edición. Fundación Conde del Valle de Salazar-Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal, Madrid

Serrada R (2011) Apuntes de Selvicultura. Fundación Conde del Valle de Salazar-Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal, Madrid

Serrada R, Navarro-Cerrillo R, Pemán J (2005) La calidad de las repoblaciones forestales: una aproximación desde la selvicultura y la ecofisiología. Investig Agrar Sist Recur For 14:462–481

SECF (2005) Diccionario Forestal. Mundi-Prensa, Madrid

Vadell E, de Miguel S, Fernández Centeno G, Robla E, Lerner M, Pemán J (2019a) La forestación de tierras agrícolas: balance de un instrumento de política forestal para el cambio del uso de la tierra. Cuad Soc Esp Cienc For 45(2):1-20

Vadell E, de Miguel S, Pemán J (2019b) La repoblación forestal en España: las especies utilizadas desde 1877 a partir de las cartografías forestales. Historia Agraria 77:107-136

Vadell E, de-Miguel S, Pemán J (2016) Large-scale reforestation and afforestation policy in Spain: A historical review of its underlying ecological, socioeconomic and political dynamics. Land use policy 55:37–48

Willarts B (2013) Linking land management to water planning: Estimating the water consumption of Spanish forests. En: De Stefano L, Llamas R. (eds) Water, Agric. Environ. Spain can we Sq. circle? CRC Press, pp 139–151

Ximénez de Embún Oseñalde J y Azpeitia F (1931) Ensayos forestales. Medidas que podrían dictarse por el poder público, para estimular entre los Ayuntamientos, empresas y particulares la obra de la repoblación forestal en España. Imprenta editorial Gambón, Zaragoza, 114 pp

Ximénez de Embún Oseñalde J (1933) La repoblación forestal en sus relaciones con el régimen de los ríos. En: Pardo L (ed) Plan Nacional de Obras Hidráulicas, Madrid

Capítulo 2
Materiales forestales de reproducción. Bases genéticas

María Aránzazu PRADA SÁEZ

1. Introducción

Las acciones de forestación, como iniciativas que implican la creación de nuevas poblaciones, no deben ignorar los aspectos genéticos y fenotípicos inherentes a los materiales vegetales que se utilizan, ya que son elementos básicos de sus procesos vitales y van a condicionar, además, el éxito de dichas acciones a corto y largo plazo y el sentido de su impacto en el entorno. Por ello, la selección de especies y su procedencia o el genotipo de los materiales forestales de reproducción, así como su calidad externa, constituyen una fase ineludible en el diseño de cualquier proyecto de repoblación.

En ocasiones, la praxis errónea en lo relativo a la elección de las características genéticas de las semillas o de las plantas puede deberse a la falta de disponibilidad de los materiales convenientes en el marco temporal de ejecución prefijado para los proyectos, pero generalmente es consecuencia de una falta de conciencia de que se está gestionando seres vivos portadores de una información genética específica y que esta gestión no es neutra para la especie y, posiblemente, para las comunidades y los ecosistemas de los que formarán parte las repoblaciones.

La diversidad genética intraespecífica juega un papel fundamental desde los puntos de vista ecológico y económico, ya que es la base de la capacidad de las especies para desarrollarse en diferentes ambientes y superar fluctuaciones climáticas impredecibles, la acción de organismos antagonistas y otras situaciones de estrés; es fuente, asimismo, de genes y genotipos para los programas de selección y mejora genética. Además, la diversidad genética de una especie no tiene sólo consecuencias en la resiliencia de las poblaciones desde un punto de vista demográfico y en su potencial evolutivo, sino que también influye positivamente en la dinámica de las comunidades y en el funcionamiento de los ecosistemas (Des Roches *et al*. 2018; Raffard *et al*. 2019). De hecho, el 'Convenio sobre la Diversidad Biológica' (CDB 1992) incluye la diversidad intraespecífica como un nivel más de la diversidad biológica (figura 2.1). Así, este marco político define la

"diversidad biológica" como la diversidad de ecosistemas y de especies y, también, la diversidad dentro de cada especie, y propugna la necesidad de tomar medidas para que todos estos niveles sean objeto de conservación y uso sostenible y evitar, así, su pérdida.

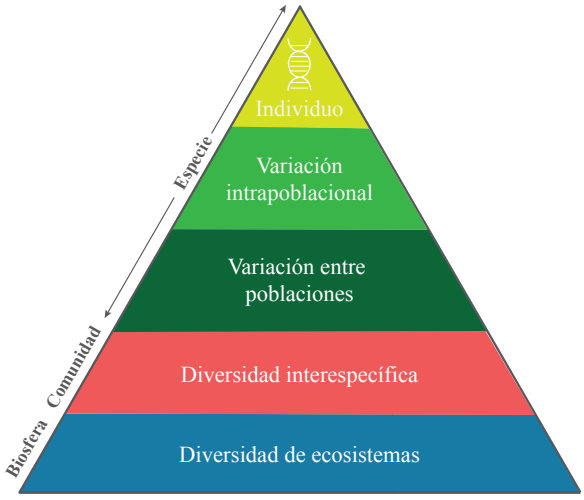


Figura 2.1. Componentes de la biodiversidad: desde los genes a los ecosistemas.

Como puede verse en la figura 2.1, la diversidad genética de una especie puede organizarse, de manera jerárquica y en base a variaciones existentes en los alelos de los genes, en diferentes niveles: variación entre poblaciones, denominada generalmente como diferenciación genética, y variación intrapoblacional, recogiendo esta última tanto las diferencias genéticas entre los individuos que componen una población como la de los propios individuos según el número de loci heterozigotos de su dotación genética (ver figura 2.6).

La consideración de estos niveles de variación en la elección y producción de los materiales de reproducción para una repoblación concreta es particularmente relevante en los árboles por tres motivos principales: i) la diversidad genética de las partidas de materiales que se utilicen será clave para que las nuevas poblaciones tengan capacidad para superar situaciones de estrés y, para repoblaciones con vocación de permanencia, perpetuarse mediante una dinámica natural a través de su descendencia; ii) su procedencia y las condiciones ambientales que requieren condicionarán su capacidad de adaptación en el sitio de actuación; y iii) la introducción de ciertos materiales en determinadas localidades puede dar lugar a procesos con impacto negativo en la diversidad genética de las especies. En este sentido, resulta conveniente conocer los diferentes procesos naturales que modulan la diversidad intraespecífica y las consecuencias posibles de su inadecuada gestión.

La consideración de la procedencia de los materiales suele ser ya habitual en las iniciativas que cumplen un mínimo formal al responder a un requerimiento normativo, pero no suele ser habitual en otras circunstancias. Sin embargo, la consideración de la diversidad genética de las partidas de materiales como requisito *sine qua non* para su uso

en repoblaciones está ausente, salvo raras excepciones, tanto en la fase de recolección, como en la fase de redacción del proyecto y en su ejecución con el control de la calidad de las partidas recibidas, ya que su verificación, aunque posible en ciertas especies por disponerse de herramientas para ello, no es fácil de implementar.

Además, en el caso de las repoblaciones con un objetivo preferentemente productivo (o mixto), la obtención de un beneficio económico estará supeditada al acierto en la elección de las características genéticas de los materiales que se vaya a utilizar. Al respecto, el selvicultor deberá conocer las diferentes alternativas de selección artificial, que le indicarán qué podrá esperar (o no) de los materiales procedentes de estas iniciativas.

Por ello, en este capítulo se pretende exponer los conceptos mínimos de genética que deben conocerse si se gestionan materiales forestales de reproducción. En concreto, se pretende abordar los aspectos fundamentales ya mencionados, que definen su calidad en función del objetivo de la repoblación: la diversidad genética, la adaptación o idoneidad ambiental y, para las repoblaciones con un objetivo productivo o mixto, la selección artificial. De hecho, el capítulo 12, referido a la elección de los materiales de reproducción, pivota también, desde una visión práctica, en torno a estos tres grandes temas. El desarrollo en profundidad de estos conceptos básicos escapa a los objetivos de este libro, pero el lector interesado puede ampliar sus conocimientos consultando los numerosos trabajos que ofrece una comunidad científica cada vez más amplia y dinámica en el campo de la genética forestal.

2.1. Algunos conceptos básicos

2.1.1. Origen y mantenimiento de la diversidad genética

El origen de la diversidad genética en las especies se debe a la ocurrencia de mutaciones; es decir, a alteraciones en el material genético de las células de los individuos, que dan lugar a nuevas variantes potencialmente transmisibles a su descendencia. Asimismo, el mantenimiento de esta diversidad genética a través de las generaciones es el resultado del proceso de recombinación de la carga genética de los parentales en la reproducción sexual. La recombinación de la información genética que aportan los parentales hace que los descendientes no sean exactamente igual a ellos, ni entre sí. De esta manera, este proceso permite generar individuos con nuevas combinaciones alélicas y, por tanto, con un genoma particular, hecho que confiere diversidad genética a las poblaciones y especies.

Mutación y recombinación

La causa fundamental de la variación genética es la mutación, que puede producirse a nivel de genes, de estructura de los cromosomas o por variación en el número de cromosomas (figuras 2.2 y 2.3). Este fenómeno puede deberse a errores espontáneos en el proceso genético de la replicación del ADN o estar inducido por agentes externos al organismo, como por ejemplo su exposición a radiaciones y a agentes químicos o a la acción de virus que se integran en el genoma.

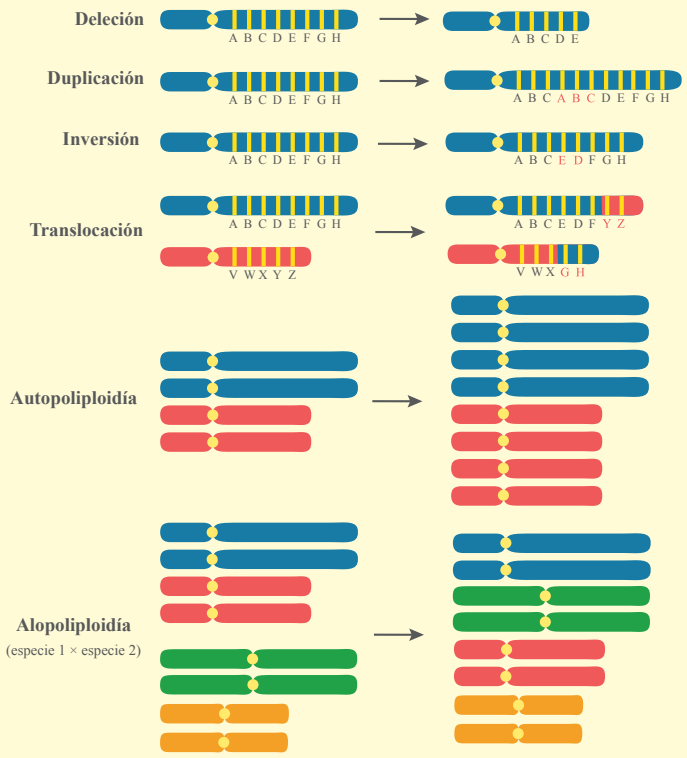


Figura 2.2. Tipos de mutación.

Las mutaciones pueden no producir efectos sobre los fenotipos o tener efectos beneficiosos o deletéreos en diferente grado y variables en el tiempo. Sus efectos, su nivel de fijación o su eliminación de la carga genética de una población dependerán de factores ambientales y demográficos y de su sinergia con otras mutaciones, entre otros (Loewe y Hill 2010).

En las plantas, los meristemos primarios dan lugar a los tejidos vegetativos y, en un estadio más o menos avanzado del desarrollo, a órganos reproductivos. Una de las consecuencias más importantes de este hecho es que las mutaciones que tienen lugar en cualquier célula de una planta son potencialmente transmisibles a su descendencia si de dicha célula parte la línea de divisiones mitóticas de dará lugar a las células reproductivas.

La diversidad genética se mantiene de una generación a otra gracias a la segregación y recombinación de la información genética que tiene lugar durante la meiosis en la formación de gametos (figura 2.4). De esta manera, la descendencia procedente del cruzamiento de dos parentales (genets) recibe la información genética de éstos, pero en forma de nuevas combinaciones o variantes que dan lugar a genotipos diferentes. Por el contrario, la multiplicación vegetativa de un genotipo no da lugar a diferenciación genética de los ejemplares obtenidos (ramets), que resultan de la multiplicación de células por mitosis y son, en principio y si no tienen lugar mutaciones, copias genéticamente idénticas del genotipo del cual proceden (ortet).

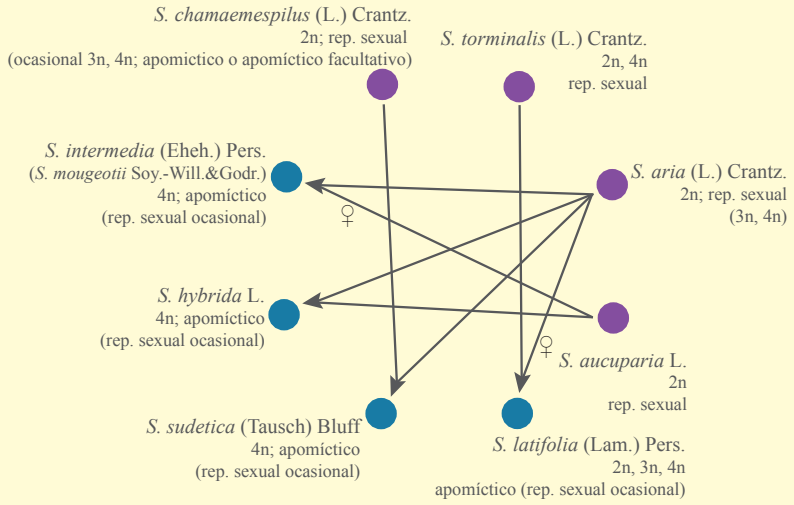


Figura 2.3. Alopoliploidía e hibridación en el género *Sorbus*. En este género tienen lugar con facilidad multiplicaciones del genoma, fenómenos de hibridación y diferentes formas de reproducción (sexual o por apomixis) que dan lugar a una gran complejidad taxonómica y a la aparición de nuevas especies, en una evolución continua cuando no hay aislamiento reproductivo por apomixis obligada o incompatibilidad. De hecho, *Flora Europaea* incluye en el género más de 150 especies, muchas de ellas de escasa distribución. En un análisis de conjunto, las especies con reproducción apomíctica procedentes de hibridaciones se podrían sintetizar en un número más reducido de agregados de especies, teniendo en cuenta que los taxones parentales o primarios en Europa ser reducirían a cuatro (*Sorbus aria*, *Sorbus aucuparia*, *Sorbus torminalis* y *Sorbus chamaemespilus*) (Warburg y Kárpáti 1993). En *Flora Iberica*, Aedo y Aldasoro (1998) señalan la presencia de *Sorbus domestica* (de la que sugieren podría no ser espontánea) y de 8 taxones más que sí indican como autóctonos. En el gráfico adjunto se señala el origen de los taxones siguiendo la información ofrecida por dichos autores basada en caracteres morfológicos, así como el nivel de ploidía y su forma de reproducción. Resulta interesante reseñar que Robertson *et al.* (2010), en un estudio en el que utilizan herramientas de análisis molecular, señalan como linaje materno para los ejemplares de *Sorbus latifolia* y de *Sorbus intermedia* a *Sorbus aria* y *Sorbus aucuparia*, respectivamente. Según los resultados ofrecidos por Ludwig *et al*. (2013), los genotipos diploides serían autoincompatibles, por lo que los cruzamientos entre diferentes individuos diploides son fuente constante de diversidad genética para los eventos de hibridación y poliploidización.

Sin embargo, en el proceso de recombinación durante la meiosis, la segregación de dos loci de genes diferentes puede no ser independiente, y su probabilidad de herencia conjunta será alta si, por ejemplo, están muy próximos físicamente en el cromosoma (figura 2.5). De esta manera, si se produce un cambio en la frecuencia de un alelo concreto por cualquier proceso genético, también se producirá un cambio de frecuencia en los alelos que estén ligados al primero, afectando a los niveles de diversidad genética.

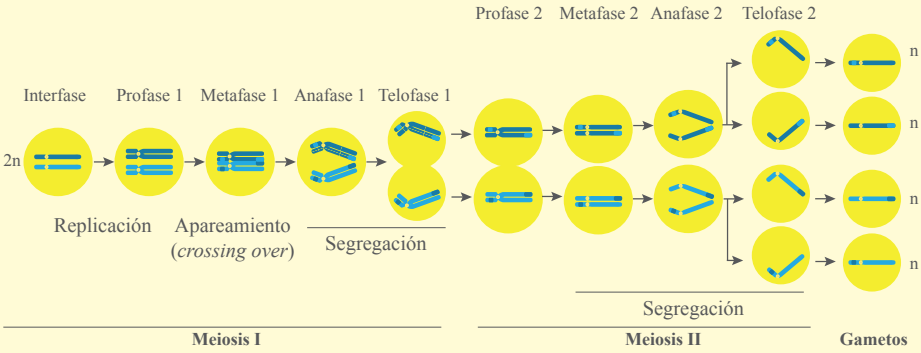


Figura 2.4. Esquema simplificado de la meiosis. En la meiosis tienen lugar tres procesos fundamentales que mantienen la diversidad genética de las especies eucariotas: durante la meiosis I tiene lugar el entrecruzamiento o intercambio de segmentos entre cromosomas homólogos (recibidos uno del parental femenino y otro del masculino) y, posteriormente, la segregación de los cromosomas homólogos al azar en una división reduccional que da lugar a la formación de células haploides; durante la meiosis II, tiene lugar la segregación aleatoria de las cromátidas hermanas. La meiosis da lugar a cuatro células haploides genéticamente diferentes entre sí, denominadas meiosporas. Por el contrario, la mitosis es un proceso de división celular en el que, salvo mutaciones, se forman dos células hijas genéticamente idénticas a la célula madre y con la misma dotación cromosómica.

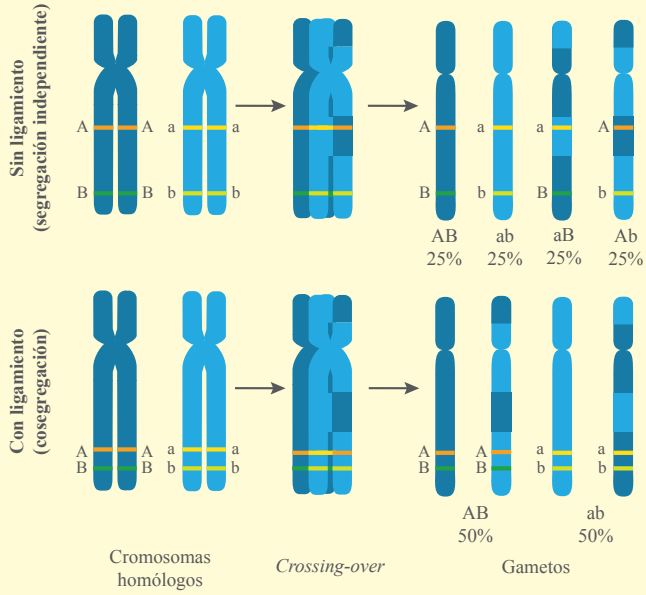


Figura 2.5. Segregación independiente y no independiente durante la meiosis.

Así, las presiones de selección que afecten a genes localizados en sitios con ligamiento tendrán efectos en los niveles de diversidad y en su evolución (Slotte 2014). Por ello, en procesos de selección intensos, el ligamiento de genes puede conllevar una reducción drástica de la diversidad genética, no sólo del alelo sometido a la presión de selección, sino también de aquéllos ligados. El efecto de la reducción de la diversidad genética por ligamiento de genes en un segmento determinado del genoma dependerá de la tasa de recombinación que afecte a dicha región. Si ésta es alta, el efecto homogeneizador del ligamiento se diluirá en las siguientes generaciones.

2.1.2. Control genético de los rasgos

A escala específica, la biodiversidad se manifiesta externamente porque sus individuos muestran aspectos distintos o se comportan de manera diferente entre sí. La variación en un rasgo concreto está determinada por las diferencias en las variantes alélicas que porta cada individuo para los genes que regulan dicho rasgo (figura 2.6).

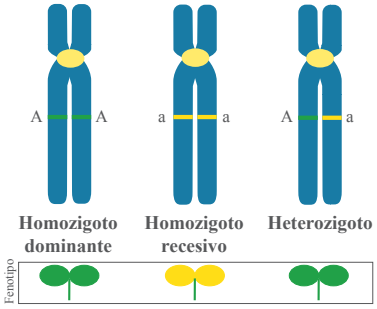


Figura 2.6. Esquema de tres genotipos de una especie diploide y para un gen que regula un rasgo determinado. El gen es una secuencia de ADN del cromosoma que, en este caso, presenta dos formas alternativas o alelos (A y a). En organismos diploides, el genotipo de cada individuo porta dos alelos para un mismo gen, heredados de sus dos parentales. Si ambos alelos son iguales (AA o aa) se dice que el individuo es homozigoto para dicho gen, y si son diferentes (Aa), será heterocigoto. En la figura se ha representado un solo gen que regula, por sí solo, un rasgo (por ejemplo, el color de los cotiledones); en este caso, con un alelo A con efecto dominante, que define el fenotipo, sobre el alelo recesivo a. Sin embargo, la mayoría de los rasgos observables en los árboles son poligénicos, ya que están regulados por muchos genes que actúan de manera aditiva, es decir que tienen pequeño efecto de manera individual y que su efecto conjunto define el fenotipo.

Sin embargo, un mismo individuo (por ejemplo, un clon de chopo) puede manifestarse externamente, morfológica o fisiológicamente, de manera diferente en función de las condiciones ambientales en las que se encuentre. Al aspecto o estado observables que presenta un individuo para un determinado rasgo se denomina fenotipo, mientras que la composición genética del individuo para los genes que regulan dicho rasgo se denomina genotipo. Así, un determinado fenotipo es la expresión de un genotipo concreto en un ambiente específico ($F = G + A$).

Además, los genotipos suelen responder de manera diferencial a los cambios ambientales, ya que la expresión de la información genética de la que son portadores está mediatizada de manera diferente por las condiciones del medio. Así, la expresión

del fenotipo de un individuo se hace más compleja, porque dependerá también de la interacción de su genotipo con el ambiente (F = G + A + G×A). En este contexto, se ha introducido el concepto de plasticidad fenotípica como la propiedad de un genotipo para producir más de un fenotipo cuando el organismo se halla en diferentes condiciones ambientales. Para un determinado genotipo, la expresión de su variación fenotípica para un rasgo concreto en un gradiente ambiental se plasma gráficamente en lo que se denomina norma de reacción (figura 2.7).

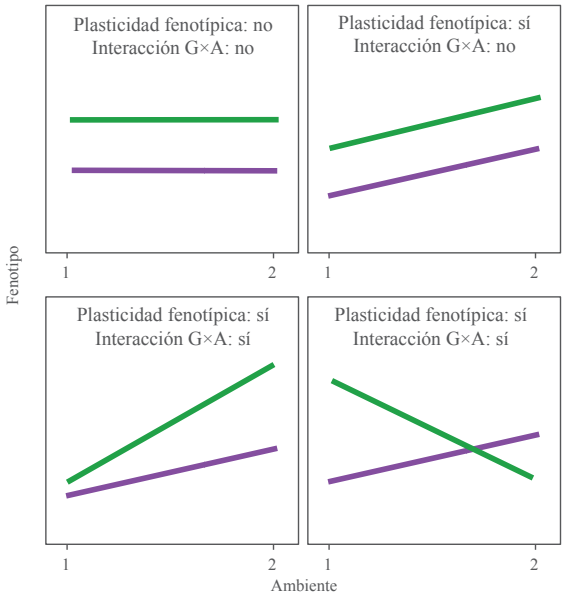


Figura 2.7. Esquemas de norma de reacción de dos individuos en dos localidades diferentes. También es habitual estimar la norma de reacción de una población considerando el valor fenotipo promedio de sus individuos (ver ejemplos de las figuras 2.17 y 2.18).

Los árboles tienden a mostrar gran plasticidad para distintos rasgos y en diferentes etapas de su desarrollo frente a cambios en múltiples variables ambientales (por ejemplo, la luz, la disponibilidad de agua, etc.) debido a su crecimiento modular e indeterminado, si bien el grado de plasticidad variará en función del rasgo y del parámetro ambiental que se considere.

Los avances científicos en genética, apoyados por las herramientas tecnológicas que permiten el estudio de amplias regiones del genoma, parecen indicar que los procesos epigenéticos podrían jugar un papel fundamental en la interacción entre el genotipo y el ambiente (ver cuadro adjunto). Estos mecanismos modificarían la actividad de los genes (no a éstos) en función del ambiente en el que se encuentre el individuo y darían lugar a fenotipos diferentes. Resulta interesante tener en cuenta que estas modificaciones pueden ser heredables.

En suma, la dotación genética que porta cada individuo es, en principio, única y define su genotipo. Esta singularidad se debe a las diferencias en las secuencias del ADN que porta un individuo respecto de otros. Como consecuencia, la variación genética entre

individuos confiere variación genética a las especies y a sus poblaciones y da lugar a variación fenotípica. Asimismo, debe tenerse en cuenta que el fenotipo de un individuo es el resultado de múltiples relaciones a nivel de genes que interactúan con múltiples tensiones ambientales de diferente intensidad y con una variación espacio-temporal, por lo que la expresión externa de un genotipo concreto variará según el ambiente en el que se encuentre.

Respuestas epigenéticas

Estudios relativamente recientes ponen de manifiesto que la información genética no está codificada únicamente por la secuencia de nucleótidos del ADN, sino que en el genoma se producen cambios que afectan a la actividad de los genes y a su expresión, sin que medie una alteración de dicha secuencia. Entre los mecanismos que dan lugar a este tipo de respuestas, se han detectado las alteraciones de la estructura de la cromatina (por ejemplo, por metilación del ADN o modificación de las histonas, entre otros mecanismos) bajo la influencia de ciertas situaciones ambientales y que derivan en cambios en la expresión de los genes sin alteración de la secuencia del ADN y, por lo tanto, cambios en el fenotipo.

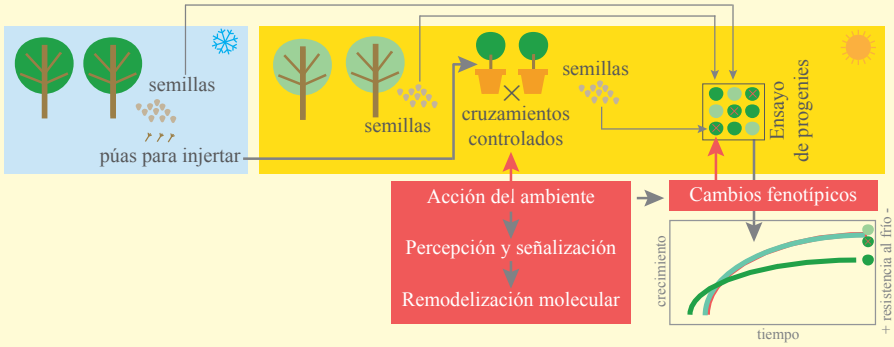


Figura 2.8. Respuestas epigenéticas de la progenie según las condiciones ambientales en la fase de formación de los embriones. En el ámbito forestal, uno de los primeros trabajos que puso en evidencia la existencia de variación fenotípica con base epigenética se enmarcó en el estudio de la fenología del crecimiento en progenies de *Picea abies* (Johnsen *et al*. 1996 y trabajos posteriores, como Johnsen *et al*. 2005a y 2005b). Así, la progenie de genotipos procedentes de condiciones frías obtenida por cruzamientos de éstos en zonas más cálidas –mediante réplicas vegetativas o ramets– mostraron comportamiento semejante al de la progenie de los genotipos de propios de zonas cálidas para rasgos como el momento de inicio de la actividad de las yemas en primavera, el de finalización del crecimiento de la guía en el verano y la formación de yemas y su aclimatación al frío en otoño. Esta respuesta diferencial se explica por la ocurrencia de mecanismos epigenéticos como respuesta de la temperatura y el fotoperíodo durante la formación y el desarrollo del embrión y que da lugar a cambios en la expresión de genes que determinan dichos rasgos. Resulta interesante considerar las consecuencias de estos mecanismos desde el punto de vista adaptativo y en el manejo de las poblaciones de producción en los programas de mejora. Por ejemplo, en ramets de chopo lombardo (*Populus nigra* cv. 'Itálica') procedentes de distintos países europeos, Vanden Broeck *et al*. (2018) observaron diferencias en la fenología de la dormición de las yemas al final del período vegetativo en correlación con el clima del sitio en el que se localizan los ortets, que se corresponderían con variaciones en los niveles de metilación del ADN.

La investigación de estos mecanismos en las plantas es incipiente y se desconoce la magnitud de su peso en la ontogenia y desarrollo de los individuos. Esta regulación epigenética podría estar ligada a numerosísimos aspectos vinculados al desarrollo de los organismos, como el vigor híbrido y la plasticidad fenotípica (Bräutigam *et al*. 2013) o la tolerancia a patógenos (Holeski *et al*. 2012), entre muchas otras respuestas.

Debe tenerse en cuenta que las modificaciones epigenéticas pueden ser positivas o negativas sobre el fenotipo; en el primer caso, estos mecanismos son una vía que confiere resiliencia a los individuos frente a nuevas situaciones y que puede, incluso, transmitirse a la descendencia, aunque no se produzcan cambios en sus genotipos. Así, los cambios epigenéticos podrían jugar un papel importante en la rápida adaptación a ambientes cambiantes (ver, por ejemplo, Parejo Farnés *et al*. 2019 para profundizar sobre epigenética en plantas).

3. Diversidad y diferenciación genéticas

Como se ha expuesto en la introducción, la producción y el uso de los materiales forestales de reproducción implican la gestión de la diversidad genética de las especies en sus diferentes niveles de variación, tanto en la recolección y manejo de los materiales en vivero, como en su establecimiento en el medio natural. Las consecuencias de esta gestión son, en el mejor de los casos, impredecibles, si no se tienen en cuenta unos principios básicos derivados de estudios teóricos y prácticos sobre la dinámica de esta diversidad y de los procesos naturales que influyen en su variación y distribución. Como se verá en el capítulo 12, estos principios son, como norma general, el uso de materiales que estén adaptados a las condiciones ambientales del sitio y la creación de poblaciones con una diversidad genética suficiente para facilitar su adaptación a condiciones futuras.

Sobre esta base, parece imprescindible determinar qué mecanismos intervienen en la adaptación y a qué resultados puede conducir el uso de materiales con una base genética estrecha. Para ello, se debe conocer los procesos naturales que influyen en la diversidad genética de las especies y que dan lugar a cambios genéticos en sus poblaciones; estos procesos son: la mutación y la recombinación como origen y mantenimiento de la diversidad genética, así como la selección natural, la deriva genética y el flujo de genes. Esta diversidad puede diferir considerablemente entre taxones, ya que la acción de estas fuerzas, en particular el flujo de genes y la deriva genética, está condicionada por numerosos atributos específicos relacionados con su biología reproductiva, sus estrategias vitales y su historia demográfica (figura 2.9). Estos factores se describen en los siguientes apartados.

3.1. Tasa de mutación

Como ya se ha indicado en el apartado 2.1, la mutación es el origen de la diversidad genética de una especie. En árboles, la tasa de mutación espontánea de un determinado gen, es decir la probabilidad de que dicho gen sufra una mutación en un período de tiempo determinado, es baja si se la compara con la de las herbáceas (Petit y Hampe 2006), y es menor en gimnospermas que en angiospermas (De la Torre *et al*. 2017). Debido a esta baja tasa, esta fuerza evolutiva juega un papel menor en la diversidad y diferenciación genética de las poblaciones de especies arbóreas.

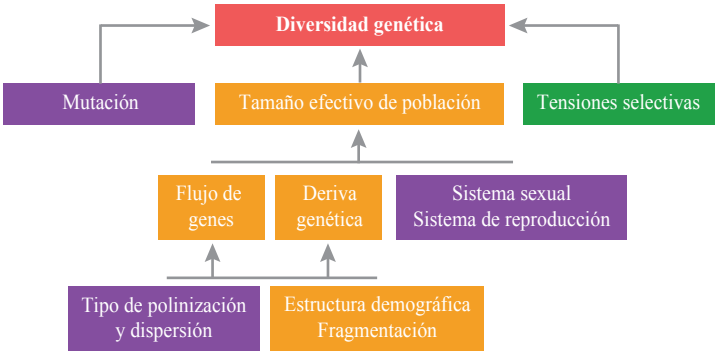


Figura 2.9. Factores que modulan la diversidad genética de las especies.

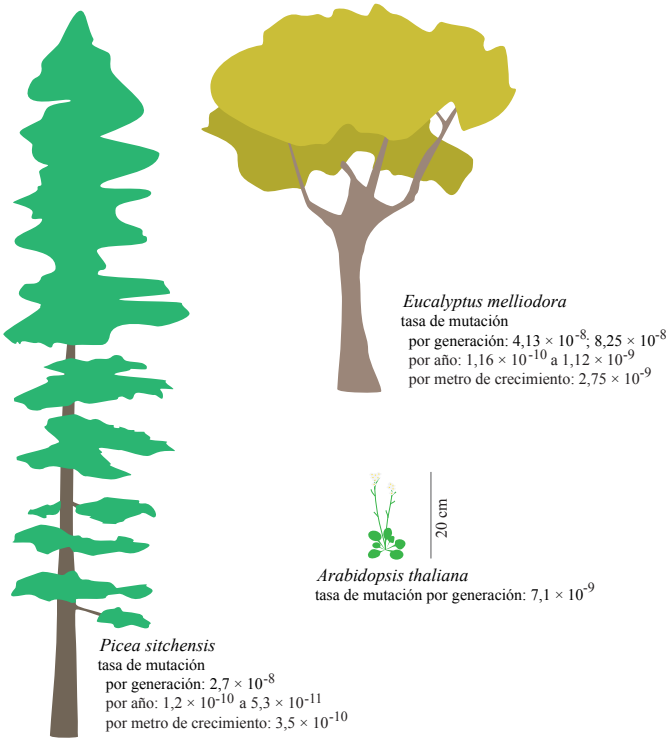


Figura 2.10. Tasas de mutaciones somáticas por base en *Picea sitchensis*, *Eucalyptus melliodora* y *Arabidopsis thaliana* (datos extraídos de Hanlon *et al*. (2019), Orr *et al*. (2019) y Ossowski *et al*. (2010), respectivamente). Si bien los valores por generación en las especies arbóreas son elevados, la tasa de mutación por año es baja si se la compara con la herbácea anual, cuyas generaciones pueden completarse en sólo 6 semanas.

No obstante, debido a la longevidad de los árboles, la tasa de mutación estimada en células somáticas por generación puede ser muy importante (figura 2.10). Ahora bien, el requisito para que estas mutaciones pasen a la siguiente generación es que se encuentren en las células reproductivas y que éstas den lugar a descendencia capaz de sobrevivir. En cualquier caso, las mutaciones que contengan las células que darán lugar a la siguiente generación aumentarán la diversidad genética de las poblaciones, siempre que no sean limitantes para la supervivencia y la reproducción de los individuos; además, promoverán la diferenciación entre poblaciones.

3.2. Recombinación. Sistema de cruzamiento

El sistema de cruzamiento es, seguramente, el factor que condiciona en mayor medida la variación genética de las especies (Charlesworth 2003). En este sentido, la tendencia a mantener la diversidad genética por recombinación y reducir los efectos negativos de la depresión por endogamia en las poblaciones se muestra claramente en los sistemas sexuales más comunes en árboles, que favorecen la fecundación cruzada y la aleatorización de los cruzamientos: unas especies son dioicas, muchas otras son monoicas pero muestran una clara separación espacial de los sexos en la copa, otras especies presentan asincronía entre la dispersión del polen y la receptividad de las flores; también se ha observado polimorfismo sexual en varias otras, mientras que algunas especies muestran mecanismos de autoincompatibilidad. No obstante, en ciertas especies coexisten sistemas de reproducción sexual y asexual. Así, no son raros los taxones arbóreos que también se propagan vegetativamente o, como puede ocurrir en especies poliploides, por semillas sin fecundar (agamospermia). Si bien es cierto que los individuos que presentan facilidad para reproducirse asexualmente muestran una gran potencialidad para colonizar nuevas áreas, al no necesitar congéneres para reproducirse (Haag y Ebert 2004), los niveles de diversidad genética de sus poblaciones tienden a ser menores que en los casos de reproducción sexual (figura 2.11).

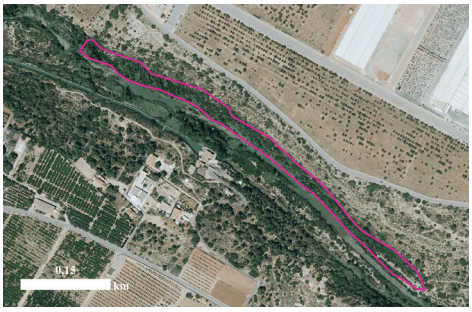


Figura 2.11. Población monoclonal de *Populus alba* en el río Mijares (Almassora, CS). El álamo se reproduce naturalmente por semillas y, también, por rebrotes de raíz. Los resultados de un estudio efectuado con marcadores moleculares (Prada *et al*. 2013) muestran que las poblaciones valencianas de ramblas o de cuencas de extensión reducida están formadas por un único clon debido a que, con posterioridad al evento fundador, el incremento en el número de pies tiene lugar de manera vegetativa. En contraposición, las poblaciones asociadas a ríos con una dinámica fluvial más regular muestran mayores niveles de diversidad genética: la presencia de individuos de ambos sexos, la fecundación cruzada obligada por ser especie dioica y la producción de grandes cantidades de semillas promueven la diversidad genética de las nuevas generaciones, si bien deben darse las condiciones ambientales apropiadas para que tenga lugar su establecimiento.

3.3. Flujo de genes. Migración

3.3.1. Polinización y dispersión

También debe considerarse las diferentes estrategias de las plantas en relación con la polinización y la dispersión de semillas, ya que son factores que modulan la organización de la diversidad genética en las especies por ser los vehículos para el movimiento de genes (Ellstrand 2014) (figura 2.12). En términos generales, los árboles, en comparación con otras plantas con el mismo sistema de cruzamiento, muestran mayores niveles de flujo génico, principalmente, por el movimiento de polen a relativamente grandes distancias y, en menor medida, por dispersión de semillas (Petit *et al*. 2005).

Inflorescencia de *Fraxinus angustifolia* (foto: J Martín).

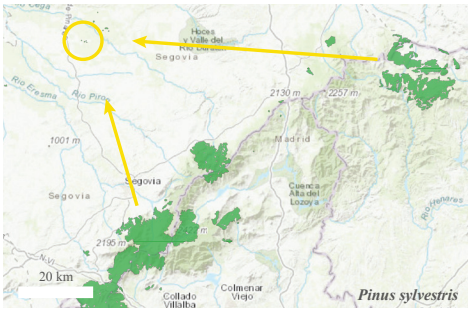
Inflorescencia de *Fraxinus ornus* (foto: MA Prada).

Figura 2.12. Vectores de polinización y variación genética en especies de fresnos. Las especies de fresno autóctonas en Europa, como muchas otras arbóreas, tienden a mostrar poblaciones con altos niveles de diversidad genética y bajos niveles de diferenciación entre ellas (FRAXIGEN 2005). Comparando las tres especies europeas, la diferenciación entre poblaciones al aumentar la distancia geográfica entre ellas se ha estimado más acusada en *Fraxinus ornus*. La explicación más plausible sería el vector de dispersión de polen. Así, el flujo de genes entre poblaciones vía polen sería menor en esta especie preferentemente entomófila respecto de las anemófilas *F. angustifolia* y *F. excelsior* (FRAXIGEN 2005). Resulta interesante destacar que, en términos de diversidad genética a escala de población y a pesar de presentar androdioecia y polinización entomófila, *F. ornus* mantiene altos niveles de diversidad en sus poblaciones mediante diversos mecanismos, como una elevada asincronía floral, una mayor producción de polen de los pies masculinos respecto de los hermafroditas, una mayor cantidad de semillas derivada del cruzamiento entre pies masculinos y hermafroditas y un mayor vigor de la progenie de este cruzamiento (Verdú *et al*. 2004).

En todo caso, en condiciones de flujo génico reducido, se promoverá la diferenciación entre poblaciones; en caso contrario, cuanto mayor sea el flujo génico entre las poblaciones de una especie o los eventos de colonización sean más rápidos, más diversas serán las poblaciones, pero también más homogéneas entre sí. Al respecto, el sistema de cruzamiento de una especie también suele presentar una buena correlación con su estructura genética (Hamrick y Godt 1996; Duminil *et al*. 2007). Así, la diferenciación genética será menor en las especies de reproducción cruzada obligada y mayor en las que tienden a reproducirse por autofecundación.

3.3.2. Estructura demográfica

En relación con la biología reproductiva de las especies, el flujo de genes está condicionado por la estructura de tamaños o edades y la densidad, el ratio entre sexos en especies dioicas y el número de pies reproductores y su potencial reproductivo, entre otros factores (Robledo-Arnuncio *et al*. 2014) (figura 2.13).



Localización de la población de *Pinus sylvestris* "Los Valsaínes" en la meseta castellana. Las flechas indican el flujo polínico desde las masas del Sistema Central.

Aspecto de la población "Los Valsaínes". *Pinus sylvestris* forma pequeños rodales dentro de masas de *Pinus pinaster* (foto: MA Prada).

Figura 2.13. Flujo de genes y diversidad genética en poblaciones de *Pinus sylvestris* del centro peninsular. Los resultados del estudio realizado por Robledo Arnuncio *et al*. (2004, 2005) en poblaciones de *Pinus sylvestris* con características demográficas contrastadas ponen de relieve las implicaciones que tiene el tamaño de las poblaciones sobre la diversidad genética. El análisis mediante técnicas moleculares de la paternidad de semillas recogidas en masas de la sierra segoviana y en una pequeña población en la Tierra de Pinares de Segovia, que consta de unos pocos individuos, muestra que el 25% de las semillas de esta última proceden de autofecundación y que la incidencia de paternidad correlacionada (es decir, la proporción de hermanos completos en las semillas recogidas en un árbol) es de un 20%, valores que contrastan con los estimados para ambos parámetros en las grandes poblaciones de la sierra (3% y 0,2%, respectivamente), donde no hay restricciones para la fecundación cruzada propia de esta especie. Un análisis de mayor detalle en la población de tamaño reducido indica que el apareamiento aleatorio se ve comprometido por el bajo número de árboles y por su distribución espacial, ya que la probabilidad de cruzamiento entre individuos aumenta al reducirse la distancia entre ellos. Resulta interesante destacar que, si bien el porcentaje de semillas producto de la fecundación de polen externo, supuestamente desde las masas más próximas situadas a 30 km de distancia, es de sólo un 4%, éste polen procede de, al menos, 30 árboles distintos (estimado en un único evento anual). Este dato pone de manifiesto la importancia del flujo de genes mediante el movimiento de polen a grandes distancias en los pinos y su efecto positivo en la diversidad genética de sus poblaciones.

En las poblaciones reales, no todos los individuos de una cohorte aportan genotipos para la siguiente generación y, si lo hacen, no suelen contribuir a ello en la misma proporción, por lo que el simple conteo del número de pies que conforman una población no es un buen estimador de su diversidad genética. Por ello, en los estudios genéticos se suele estimar el tamaño efectivo de la población que, de manera simplificada, es el tamaño de la población ideal en la que cada progenitor contribuye con la misma frecuencia a la siguiente generación y que muestra el mismo nivel de diversidad genética que la población analizada.

Así, la contribución de un alto tamaño efectivo en los procesos reproductivos favorece el mantenimiento de la heterozigosidad en la siguiente generación y niveles de diversidad genética elevados en las poblaciones, patrón bastante generalizado en especies arbóreas.

A éstos factores demográficos condicionantes del flujo de genes hay que sumar otros muchos que determinan variaciones a escala espacial o temporal en los vectores de dispersión, como por ejemplo el tamaño de las poblaciones de animales dispersantes, la dirección e intensidad de los vientos y otros que tienen su significado a mayor escala, como el nivel de fragmentación de las masas o la heterogeneidad y configuración del paisaje, entre muchos otros (Nora *et al*. 2011; Robledo-Arnuncio *et al*. 2014). En este contexto, cabe mencionar el efecto perturbador que tiene, sobre las especies y sus poblaciones, la intensa e histórica fragmentación que sufren los bosques por causas antrópicas.

3.4. Hibridación interespecífica

Un caso especial de flujo de genes como mecanismo de diversificación genética es el que tienen lugar cuando se cruzan individuos de distintas especies que no presentan aislamiento reproductivo. La hibridación y el retrocruzamiento con las especies parentales puede dar lugar a nuevas unidades taxonómicas, diversas genéticamente (figura 2.14). Estas unidades pueden distinguirse de sus parentales por su fenotipo con mayor o menor facilidad, o bien pueden constituir complejos de especies cuyos límites son difíciles de precisar a simple vista o presentar diferenciaciones entre poblaciones de una misma especie no detectadas morfológicamente pero que han dejado huella en su genotipo y, posiblemente, en su comportamiento.

Figura 2.14. El complejo *Populus alba*, *Populus tremula*, *Populus* ×*canescens*. *Populus* ×*canescens* es el resultado de la hibridación natural entre *Populus tremula* y *Populus alba*. Este taxón comparte requerimientos ecológicos con *P. alba*, por lo que es frecuente encontrarlo junto a éste. Aunque sus poblaciones muestran unos altos niveles de clonalidad, se ha visto que es capaz de retrocruzarse con las especies parentales (Van Loo *et al*. 2008), lo que promueve la diversidad genética en este taxón. No obstante, cabe mencionar que existen ciertas barreras poscruzamiento que hacen que no toda la progenie sea viable o sea capaz de superar los primeros estadios de desarrollo (Macaya-Sanz *et al*. 2011). En el diagrama se representa una serie de individuos de este complejo específico localizados en varias poblaciones del centro y este peninsular, cada uno de ellos en forma de línea vertical. Teniendo en cuenta datos de marcadores moleculares de ADN nuclear y mediante análisis estadístico, se agruparon éstos según la probabilidad de pertenecer a uno de dos grupos diferentes. Este análisis separó con claridad los ejemplares que, por sus características morfológicas, se adscribían a *Populus alba* o *P. tremula*, y puso en evidencia la existencia de genotipos intermedios híbridos que, en ocasiones, pueden tener una carga genética más próxima a una u otra especie parental, bien por retrocruzamiento o bien por una segregación no aleatoria del pool genético recibido de las especies parentales, o por ambas causas (fuente: Prada *et al*. 2013).

3.5. Selección natural. Adaptación

La selección natural es el proceso director de la evolución y actúa sobre los individuos de una población eliminando determinados fenotipos no adaptados. Si la selección afecta a un rasgo fenotípico con control genético, es decir que es heredable, y si en la población existe variación fenotípica para dicho rasgo y éste está relacionado con la supervivencia o la capacidad reproductiva del individuo, entonces es esperable observar cambios genéticos en las siguientes generaciones hacia una mayor frecuencia de las variantes alélicas que aumentan la capacidad de supervivencia y reproducción de los individuos en un proceso denominado evolución adaptativa (Olson-Manning *et al*. 2012).

Los árboles, desde los primeros estadios de su ontogenia y a lo largo de su vida, pueden sufrir acontecimientos que ponen en juego su supervivencia o comprometen su capacidad para aportar genes a la siguiente generación debido a la acción de los numerosos agentes de origen biótico o abiótico que pueden causar este tipo de presiones, como las plagas y enfermedades, el fuego, la sequía, el fotoperíodo, las heladas extemporáneas, etc.; estos elementos actúan como fuerzas selectivas en los individuos que componen las poblaciones, favoreciendo ciertos fenotipos (y las variantes alélicas que portan) que serán los que se intercruzarán y darán lugar a la siguiente generación (figura 2.15). Por ello, la variación fenotípica, y la variación genética subyacente, además de ser un prerrequisito básico para la evolución, confiere ventaja a las poblaciones que se ven sometidas a diferentes fuerzas selectivas.

La existencia de heterogeneidad ambiental en el rango de distribución de una especie, hecho común en especies forestales, favorece la divergencia genética entre poblaciones, ya que la selección tiende a optimizar la adaptación de las poblaciones al ambiente en el que se encuentran hacia un valor promedio para los rasgos fenotípicos sometidos a su fuerza directriz. Así, la existencia de presiones de selección divergentes sobre rasgos heredables hace que cada población evolucione hacia fenotipos con un mayor *fitness* o adecuación adaptativa a su entorno (Kawecki y Ebert 2004). En ausencia de otras fuerzas, como la migración y la deriva genética, los individuos de una población muestran mayor

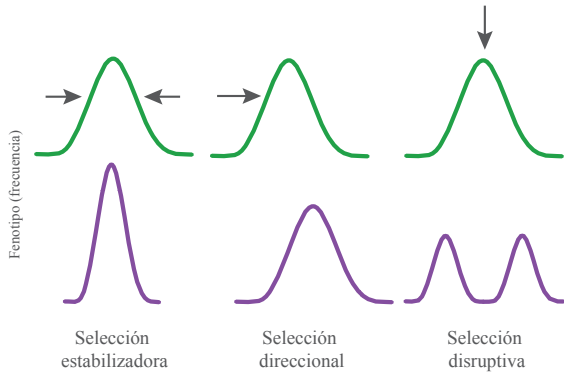


Figura 2.15. Efecto de la selección natural para un rasgo con distribución continua en una población. Si la selección favorece un tipo de fenotipos extremos, se dice que es direccional; en el caso de que favorezca todos los fenotipos extremos, será una selección divergente o disruptiva; si favorece los fenotipos intermedios, se tratará de una selección estabilizadora.

capacidad para sobrevivir y reproducirse en su ambiente local (adaptación local) respecto de otros procedentes de ambientes diferentes.

Desde el punto de vista espacial, la adaptación local puede presentarse en diferentes escalas o con un patrón geográfico, en función de la variación espacial de los agentes que operen como fuerza selectiva. Así, la adaptación puede tener lugar a microescala dentro de una misma población o a escala regional, y puede seguir un patrón en forma de gradiente (variación clinal) si la fuerza selectiva que modula dicho rasgo varía en una dirección; por ejemplo, por efecto de la altitud o la latitud.

La selección natural en árboles es particularmente intensa en los primeros estadios de desarrollo, cuando son más sensibles a las condiciones de estrés. Así, las especies arbóreas suelen producir gran cantidad de semillas, pero sólo una baja proporción llega a la madurez (Petit y Hampe 2006). No obstante, salvo en los procesos de selección intensos o consistentes en el espacio y en el tiempo (figura 2.16), las fuerzas selectivas a las que se ven sometidos los individuos de una población raramente siguen una sola dirección. Por otra parte, un rasgo puede estar sometido a tensiones contrapuestas y, si está correlacionado genéticamente con otro, un cambio genético en el primero implicará cambios genéticos en el otro; además, la respuesta correlacionada puede ser de signo contrapuesto, hecho que comprometería la evolución adaptativa. En este sentido, una población nunca estará perfectamente adaptada localmente. Además, debe tenerse en cuenta el efecto mitigador de la selección direccional debido al flujo de genes de poblaciones con adaptaciones a ambientes diferentes.

En general, la adaptación local se muestra como una tendencia a un mayor *fitness* promedio de las poblaciones locales respecto de otras procedentes de ambientes diferentes siempre que exista un proceso de selección direccional. Por el contrario, la heterogeneidad ambiental a escala temporal y a microescala favorece la presencia de genotipos generalistas y/o plasticidad fenotípica. De hecho, si bien los niveles de plasticidad varían entre especies, rasgos y factores ambientales (Matesanz y Valladares 2014), se ha estimado una relativa alta plasticidad fenotípica para varios rasgos en especies arbóreas propias de ambientes mediterráneos (por ejemplo, Mutke *et al*. 2010; Ramírez-Valiente *et al*. 2010; Santos del Blanco *et al*. 2013 y figura 2.17), en los que la heterogeneidad ambiental es la norma y no la excepción. En estos ambientes tan contrastados, esta flexibilidad individual resulta fundamental, ya que les permite superar, hasta ciertos límites, las importantes fluctuaciones ambientales a la que se ven expuestos los árboles a lo largo de su vida.

La demostración empírica de la existencia de adaptación local y su cuantificación no son sencillas, de momento, debido a la dificultad para evaluar el impacto de este proceso en el fenotipo en su conjunto y para discriminar claramente los efectos genéticos de los ambientales. Los estudios genéticos convencionales, por una necesaria simplificación, analizan el efecto de la selección sobre unos pocos rasgos que se asocian a eventos o procesos considerados clave en relación con la capacidad de los organismos para aportar sus genes a la siguiente generación (rasgos de importancia adaptativa). En esta aproximación clásica se analizan rasgos como la supervivencia, la fenología, el esfuerzo reproductor, la respuesta a la sequía o el crecimiento vegetativo, entre muchos otros, en ensayos de trasplantes recíprocos, en los que se compara el comportamiento de individuos de la

procedencia local con los de otras procedencias. Existen numerosos estudios en diferentes especies que, tras el análisis del comportamiento de diferentes procedencias en este tipo de dispositivos experimentales de ambiente común, concluyen en la existencia de adaptaciones locales para ciertos rasgos (Leimu y Fischer 2008; Savolainen *et al*. 2013). Si bien los factores que pueden actuar como presiones selectivas son numerosos, se suele considerar el clima como una fuerza selectiva de primer orden (figura 2.18). Por ello, como se verá en el capítulo 12, las aproximaciones utilizadas para definir la procedencia más adecuada para una repoblación en un sitio concreto tienen una base fundamentalmente climática, con la consideración de los factores climáticos más relevantes desde el punto de vista del funcionamiento de las plantas. De hecho, las regiones de procedencia oficiales para la caracterización de los materiales forestales de reproducción de especies reguladas por la normativa de comercialización y su homologación tienen un importante soporte climático.

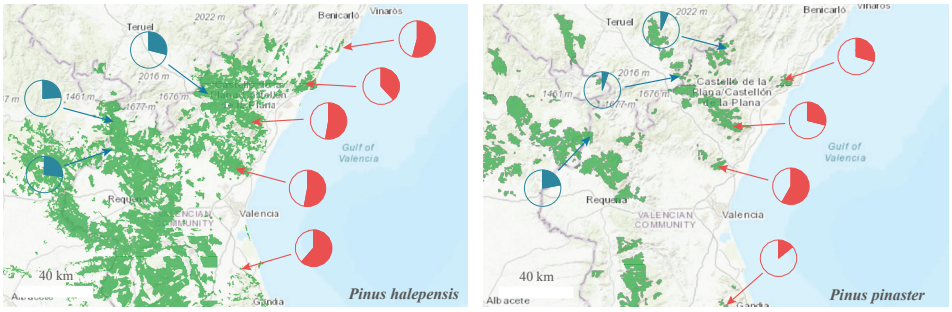
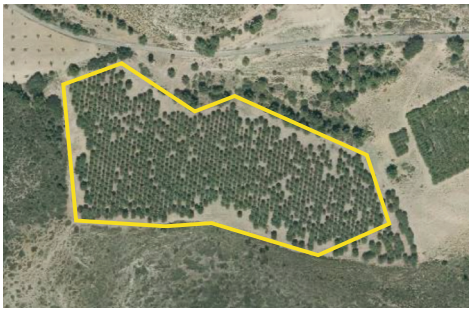


Figura 2.16. Porcentaje medio de conos serótinos en poblaciones de *Pinus halepensis* y *Pinus pinaster* del este peninsular sometidas a una mayor o menor frecuencia de incendios con (rojo y azul, respectivamente) (datos recogidos de Hernández Serrano *et al*. (2013)). El fuego ha sido un factor de selección en la evolución de las plantas en ambientes propensos a incendios naturales con cierta frecuencia, como por ejemplo en áreas bajo clima mediterráneo (Keeley *et al*. 2011). Así, *Pinus pinaster*, *P. halepensis* y *P. canariensis* presentan diferentes rasgos que juegan un papel fundamental en la superación de fuegos recurrentes, como es el mantenimiento de un banco aéreo de semillas en forma de piñas serótinas, la producción de piñas a edades tempranas en el caso de los dos pinos mediterráneos y la capacidad de rebrotar en la especie canaria (Tapias *et al*. 2004). Los estudios de Tapias y colaboradores estiman tiempos de persistencia de piñas serótinas de hasta 40, 20 y 10 años, respectivamente, si bien la capacidad de germinación de los piñones disminuye con la edad de las piñas. Estos estudios también ponen en evidencia la existencia de variación fenotípica en los niveles de serotinia entre poblaciones. En las dos especies de pinos peninsulares se ha observado que los individuos de las poblaciones sometidas a una recurrencia de incendios de copa más frecuente tienden a mostrar una mayor proporción de piñas serótinas y un tiempo de persistencia superior de éstas en el árbol, respecto de poblaciones que han sido afectadas por el fuego con menos frecuencia (Hernández Serrano *et al*. 2013). A la vista de estos resultados, la explicación más plausible es que el fuego ha jugado un papel importante en la ecología de estas especies al haber actuado como una presión selectiva relativamente generalizada pero, por su mayor frecuencia, con mayor intensidad en ciertas poblaciones, generando así diferenciación genética. La existencia de variación fenotípica en relación con la alta proporción de piñas serótinas, rasgo sometido a un control genético relativamente alto (Hernández Serrano *et al*. 2014), ha sido utilizada por Budde *et al*. (2013) para la búsqueda de marcadores genéticos asociados a este rasgo.



Ensayo de procedencias de Altura (CS).

Ensayo de procedencias de Tordesillas (VA).

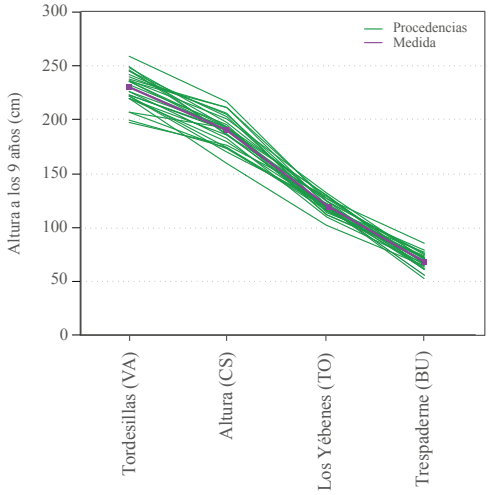


Figura 2.17. Altura a los 9 años de diferentes procedencias de *Pinus pinea* en cuatro sitios de ensayo en España. El pino piñonero nuestra una diversidad genética muy reducida, según reflejan los estudios efectuados con marcadores moleculares neutrales (Fallour *et al*. 1997; Vendramin *et al*. 2008), hecho que contrasta con su amplia distribución geográfica, desde el Líbano hasta Portugal. Este bajo polimorfismo también se ve reflejado en los resultados de análisis de caracteres cuantitativos en varios ensayos de procedencias, que muestran escasa o nula diferenciación genética para distintos parámetros, como la supervivencia, la altura total y el diámetro (Mutke *et al*. 2010, 2013). Sin embargo, estos autores destacan la alta plasticidad fenotípica de los individuos como respuesta a variaciones ambientales a escala de micrositio y el posible papel de esta flexibilidad como mecanismo adaptativo, a falta de variación genética. Los autores observan que esta plasticidad permite sobrevivir a los individuos, incluso en suelos muy desfavorables, prolongando la fase juvenil y manteniendo una reducida tasa de crecimiento. Sáez-Laguna *et al*. (2014) han estimado altos niveles de metilación de la citosina en esta especie, así como variaciones en dichos niveles entre individuos. Este mecanismo epigenético contribuiría al comportamiento plástico de la especie y a la variación fenotípica entre individuos. En el ejemplo que se muestra en la figura, la variación total observada es explicada fundamentalmente por la variación ambiental entre parcelas y el efecto del micrositio (en un 64 y un 23%, respectivamente), mientras que el factor procedencia sólo representa un 1% de dicha variación (fuente: modificado de Mutke *et al*. 2007a).

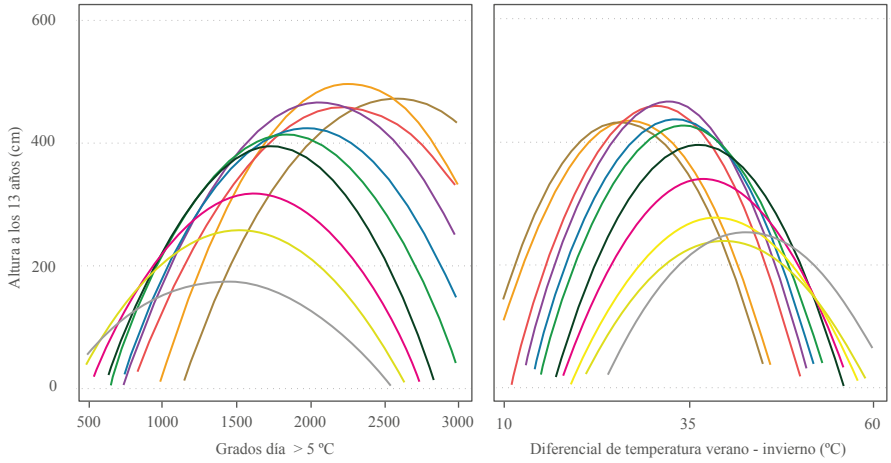


Figura 2.18. Respuesta de diferentes procedencias de *Pinus sylvestris* en función del clima de ensayo (reproducido de Rehfeldt *et al*. (2002) con permiso del editor). Los resultados de los trabajos de Rehfeldt *et al*. (1999, 2002) en dos especies de amplia distribución (*Pinus sylvestris* y *P. contorta*) indican que individuos de diferentes procedencias son capaces de sobrevivir y crecer en rangos climáticos reducidos, comparados con los límites climáticos de la especie, que estos rangos se solapan parcialmente entre procedencias y que, en general, sus óptimos climáticos se corresponden con valores próximos a los de su sitio de origen.

En general, la información que puede extraerse de estos ensayos es relativamente limitada, al establecerse con unos pocos individuos por población, replicarse en un número reducido de ambientes diferentes, centrarse el estudio en unos pocos rasgos y no poder definir los numerosos genes que están implicados en la adaptación y la proporción de la variación fenotípica observada explicable por la variación genotípica en dichos genes. Además, estos ensayos requieren largos períodos de seguimiento y son costosos de establecer y mantener. Como vía para superar estas limitaciones, las nuevas herramientas moleculares se presentan como una alternativa muy prometedora en el estudio de la variación genética adaptativa de las especies y de posibles patrones de diferenciación genética en correspondencia con variaciones ambientales (Savolainen *et al*. 2013; Isabel *et al*. 2019).

3.6. Procesos demográficos de colonización y extinción. Deriva genética

Las poblaciones con pocos individuos reproductores experimentan una reducción de los niveles de heterozigosis de sus individuos y se ven sometidos a procesos de deriva genética, hechos que conducen a la pérdida de alelos que se encuentran en frecuencia baja en la población y a la fijación de otros. Cuando tiene lugar esta situación, además de sufrir los efectos negativos de la endogamia, la flexibilidad de las poblaciones para superar situaciones de estrés disminuye (Charlesworth y Willis 2009). Al mismo tiempo, los niveles de diferenciación entre poblaciones suelen aumentar por la naturaleza estocástica de la deriva genética. Así puede ocurrir con poblaciones que han surgido a partir de un número inicial de individuos muy reducido (efecto fundador), por ejemplo

por colonización a grandes distancias, o que han sufrido una reducción de su tamaño a unos pocos individuos (cuello de botella) y que han permanecido en esta situación durante un tiempo relativamente prolongado (figura 2.19). Por ello, las poblaciones fragmentadas o periféricas en el rango de distribución de una especie son más susceptibles de deriva genética (Young *et al*. 1996).

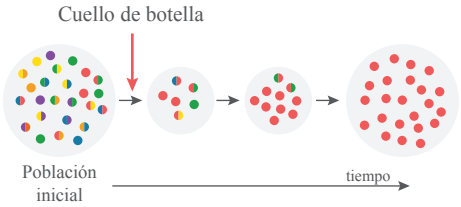


Figura 2.19. Esquema del efecto de la deriva genética en las frecuencias alélicas de una población. La deriva genética, como la selección, se refiere a la variación de las frecuencias alélicas con el tiempo en una población determinada, pero en este caso de manera estocástica y no debido a la acción de una fuerza selectiva. Este fenómeno de fluctuaciones aleatorias de las frecuencias alélicas de una generación a otra tiene gran impacto en poblaciones pequeñas o fragmentadas y tiene efectos a largo plazo en la diversidad genética de las poblaciones.

En resumen, la diversidad genética de las especies y su estructuración en los diferentes niveles de variación (entre poblaciones, intrapoblacional y en la carga genética de cada individuo) está modulada por numerosos factores interrelacionados (figura 2.9 y tabla 2.1). La diferenciación entre poblaciones, asociada a posibles adaptaciones locales, se promueve por un bajo flujo de genes entre ellas, unas fuerzas selectivas consistentes en el tiempo y con variación espacial y una baja plasticidad fenotípica (Kawecki y Ebert 2004). Por otra parte, la diversidad genética de las poblaciones es un prerrequisito para la evolución y es condición indispensable para evitar los efectos negativos de la endogamia y la deriva genética.

Tabla 2.1. Efecto de las fuerzas selectivas sobre la diversidad genética y su estructuración (↓ disminución; ↑ aumento).

Fuerza selectiva	Individual (heterozigosis)	Diversidad intrapoblacional	Diferenciación entre poblaciones
Mutación	↑	↑	↑
Flujo de genes	↑	↑	↓
Deriva genética	↓	↓	↑
Selección direccional (heterogeneidad ambiental entre poblaciones)	↑ o ↓	↓	↑

La consideración de las bases genéticas de la evolución y de unos principios mínimos para evitar la pérdida de la diversidad intraespecífica que ha llegado a nuestros días es indispensable para promover repoblaciones estables y viables a largo plazo y reducir impactos negativos que pudieran derivarse de este tipo de actuaciones. En este sentido y como regla general, el repoblador deberá elegir los materiales más adecuados para el sitio y el objetivo de la actuación, asegurar que los materiales que utilice tengan una amplia variación genética y, al mismo tiempo y en un ejercicio de compromiso, considerar las posibles adaptaciones diferenciales de las poblaciones de la especie que vaya a utilizar. Como se expone en el capítulo 12, el establecimiento de repoblaciones fenotípicamente flexibles mediante la promoción de la variación genética intrapoblacional parece ineludible si se quiere promover su estabilidad desde el punto de vista demográfico en el contexto del cambio climático.

4. Diversidad genética y selección artificial

Los procesos de selección artificial en árboles tienen como objetivo la identificación de individuos con un comportamiento superior en uno o varios caracteres específicos para utilizarlos en una selvicultura productiva. La selección artificial con un objetivo productivo ha sido utilizada en la agricultura y la ganadería desde los inicios de la domesticación de las especies silvestres. Los primeros signos de domesticación de plantas se remontan en el tiempo a unos 11000 años en la antigua región de Mesopotamia en Oriente Medio y, posteriormente y de manera independiente en otras partes del mundo (Diamond y Bellwood 2003). En comparación, la selección artificial en especies propias de la gestión selvícola es de historia muy reciente; las primeras iniciativas enmarcadas en programas de mejora genética formales tuvieron lugar hacia mediados del siglo XX en países de América del Norte (Fowler y Morgenstern 1990; Wheeler *et al*. 2015), del centro de Europa (Pâques 2013), Nueva Zelanda (Burdon *et al*. 2008) y Australia (Wu *et al*. 2007).

En el ámbito forestal, gran parte de las acciones de selección han estado dirigidas a la producción de madera (Chang *et al*. 2019), con objeto de obtener individuos con rápido crecimiento, de buena conformación de fustes y con un patrón de ramificación que no comprometa la calidad del producto final. En algunas de estas iniciativas también se ha incluido algún rasgo complementario de interés, como la tolerancia a determinados organismos nocivos o la densidad de la madera. En España se han llevado a cabo acciones o programas de selección de diferente intensidad orientados a la obtención de otros productos, como la producción de corcho en *Quercus suber* (Carrasco *et al*. 2001), de resina en *Pinus pinaster* (Tadesse *et al*. 2001; Alía *et al*. 2013) o de piñas en *Pinus pinea* (Mutke *et al*. 2007b). También es posible utilizar la selección artificial en el marco de otros objetivos prioritarios, distintos de los productivos, como es la conservación de recursos genéticos o de especies, por ejemplo la selección de olmos tolerantes a la grafiosis (Martín *et al*. 2012).

4.1. Bases para la selección artificial

Los dos requisitos básicos para aplicar con éxito la selección artificial son: que el rasgo de interés esté bajo un cierto grado de control genético, es decir, que su expresión no dependa exclusivamente del ambiente, y que exista variación fenotípica para dicho

rasgo en la población en la que se pretende efectuar la selección. Si un rasgo no muestra variación fenotípica en la población de partida, no tendría sentido que se efectuaran iniciativas de selección, puesto que dicho carácter estaría fijado en la población. Estas dos premisas tienen su expresión en dos parámetros genéticos básicos: la heredabilidad (h^2), como estimador del grado de similitud para el rasgo en cuestión entre individuos emparentados, y la varianza fenotípica de la población para dicho rasgo (σ_f^2) (figuras 2.20 y 2.21). Así, en principio, si la heredabilidad del rasgo es relativamente alta, el seleccionador puede elegir los individuos que muestren fenotipos superiores en comparación con otros, de tal manera que se incremente el valor promedio de la población que se derive de ellos y se reduzca la dispersión fenotípica en la población seleccionada para el rasgo en cuestión (figura 2.20).

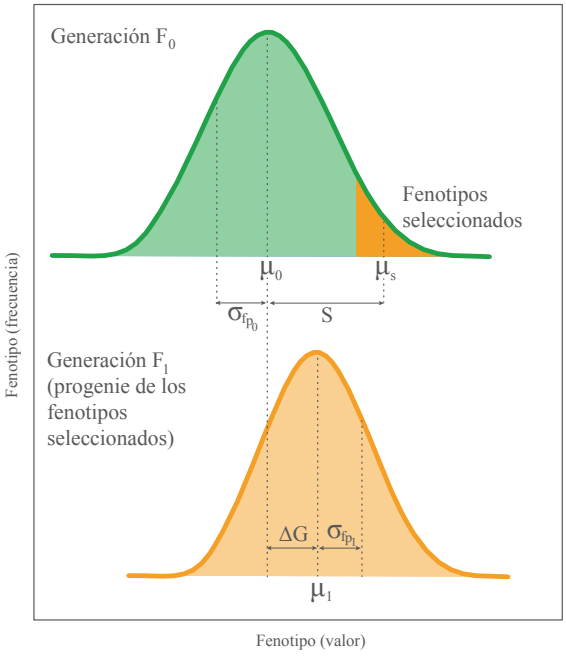


Figura 12.20. Selección artificial en la población de partida y efecto en la siguiente generación para un rasgo determinado. La mayoría de los rasgos de las plantas, incluidos los que son objeto de selección, tienen un carácter continuo, es decir que pueden tomar cualquier valor dentro de dos límites. Esta característica se debe a que su expresión está regulada por múltiples genes con efecto aditivo. Por ello, este tipo de rasgos se analiza y describe, como cualquier variable continua, mediante la estimación de diferentes parámetros estadísticos, como el promedio (μ) y, como medida de dispersión, la varianza (en este caso, varianza fenotípica (σ_f^2). La diferencia entre el valor promedio de la población inicial y el de los individuos seleccionados para el rasgo de interés se denomina diferencial de selección (S). En función del diferencial de selección aplicado y la heredabilidad del rasgo, se obtendrá una mayor o menor ganancia genética ($\Delta G = S \times h^2$) en la siguiente generación.

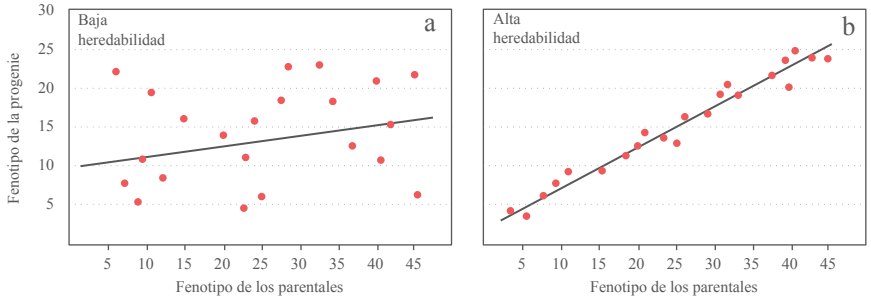


Figura 12.21. Ejemplo gráfico de rasgos con alta y baja heredabilidad (h^2) en función de la relación fenotípica entre diferentes parentales y su descendencia. Este parámetro refleja la proporción de la varianza fenotípica (σ_f^2) debida a la acción de los genes, expresada ésta por varianza genética (σ_g^2), diferenciándola de la debida a las influencias ambientales (varianza ambiental (σ_e^2)). La heredabilidad puede adquirir valores entre 0 y 1; cuanto más próximo sea el valor a 0, menor control genético tendrá el carácter y, por lo tanto, la selección será menos efectiva, ya que la calidad fenotípica de los individuos seleccionados no se transmitirá a la descendencia, al depender en gran medida del ambiente. Si el carácter muestra una heredabilidad moderada o alta y si se efectúa una selección de los fenotipos más prometedores para el rasgo de interés, es de esperar un sensible incremento de su valor promedio en la siguiente generación.

La selección se complica si ésta pretende llevarse a cabo para más de un rasgo, hecho que suele ser habitual. Estos rasgos pueden estar bajo distinto grado de control genético y, además, estar o no genéticamente correlacionados, en función de si comparten o no genes que regulan su expresión. Si los rasgos están correlacionados positivamente, se seleccionarán individuos que muestren superioridad para todos los rasgos de interés. Si no están correlacionados, será posible encontrar fenotipos superiores para los caracteres de interés, si bien puede que deba descartarse individuos cuyo fenotipo sea sobresaliente en un rasgo, pero no destaquen en otros. En el caso de que la correlación sea negativa, se deberá ponderar el interés de cada rasgo y decantarse por elegir aquellos con mayor sentido según el objetivo planteado.

Los parámetros genéticos (varianza genética, heredabilidad, covarianza genética entre rasgos) no pueden estimarse por mediciones directas en la naturaleza; requieren la instalación de ensayos que permitan controlar en lo posible la influencia ambiental en la expresión fenotípica del rasgo, mediante el uso de diseños experimentales adecuados (para profundizar en la estimación de estos parámetros en el ámbito forestal, se puede consultar, por ejemplo, White *et al*. 2007). Es importante tener en cuenta que estos parámetros dependen de la forma en la que actúan los genes implicados en la expresión del rasgo que se está analizando, pero también de la estructura genética de la población y de la variación ambiental en la que se encuentran sus individuos, por lo que los resultados obtenidos de estos ensayos no pueden extrapolarse a otras especies, poblaciones o ambientes. No obstante, se ha estimado, en general, que los rasgos vinculados con la fenología y la densidad de la madera muestran altos niveles de heredabilidad (>0.5), mientras que los rasgos asociados al crecimiento y a la biomasa tienden a mostrar una heredabilidad menor (<0.2) (Cornelius 1994).

4.2. Estrategias de obtención de materiales procedentes de selección artificial

Las estrategias de obtención de materiales procedentes de selección artificial pueden ser de muy variada intensidad, variando también la ganancia genética que puede esperarse en cada una de ellas (figura 2.22). La elección de una de las diferentes opciones dependerá, entre otros, del objetivo de la repoblación y del valor económico de los productos que se pretende obtener. La aplicación de las opciones de mayor intensidad requiere inversiones sostenidas a lo largo de mucho tiempo, por lo que, antes de abordarlas, debe evaluarse su oportunidad desde diferentes perspectivas. Así, será imprescindible llevar a cabo una valoración económica para estimar si se justifica la inversión y, en su caso, una formulación en un diseño flexible con una perspectiva a largo plazo, teniendo en cuenta el contexto actual en constante cambio desde el punto de vista ambiental, de los mercados y productos demandados o de las tecnologías disponibles. Por otra parte, además de las dos premisas ya indicadas (de variabilidad fenotípica y cierto control genético del carácter o de los caracteres de interés), debe analizarse otros condicionantes que impongan las características de la especie como, por ejemplo, la mayor o menor facilidad para su propagación masiva, si ésta puede llevarse a cabo por multiplicación vegetativa o no, o su turno de aprovechamiento, aspectos que influirán de manera decisiva en la elección de la estrategia más adecuada.

Figura 2.22. Estrategias de selección habituales para la producción de materiales de reproducción.

4.2.1. Selección fenotípica

Una primera estrategia de baja intensidad a corto plazo es la selección de individuos o poblaciones que destacan por su fenotipo respecto de otros individuos o poblaciones en ambiente similar. Esta opción también puede plantearse como alternativa para la producción de materiales de reproducción a corto plazo en especies para las que se están iniciando programas de mejora genética (Lindgren y Wei 2003). Sin embargo, no debe olvidarse que la selección fenotípica no implica necesariamente superioridad genética

y que la expresión fenotípica superior puede responder a condiciones ambientales comparativamente más favorables en las que se encuentre en el individuo o la población, particularmente para los rasgos que tienen un control genético relativamente reducido.

En el caso de selección individual, resulta conveniente establecer plantaciones para la producción de semillas con objeto de promover el cruzamiento de los parentales seleccionados, o bien, si es posible, su propagación vegetativa. Si se trata de seleccionar poblaciones, sus individuos deben mostrar, en su conjunto, un comportamiento fenotípico superior respecto de poblaciones ambientalmente próximas. Para ello, deben llevarse a cabo valoraciones para los rasgos de interés con metodologías estandarizadas, como las establecidas por Galera *et al*. (1997) para rasgos vinculados con el crecimiento y la calidad de los fustes o por Carrasco *et al*. (2001) para la producción de corcho. Estas poblaciones pueden someterse a claras para eliminar los pies con características fenotípicas no deseables.

En el marco de la normativa de comercialización de los materiales forestales de reproducción, la opción de selección fenotípica individual está vinculada a los huertos semilleros, progenitores de familias, clones o mezclas de clones para la producción de materiales de reproducción de la categoría cualificada (ver capítulo 12). Dentro de una región de procedencia, la selección de poblaciones se efectúa mediante su caracterización y evaluación comparativa respecto de otras poblaciones de la misma región de procedencia. Las poblaciones seleccionadas, denominadas "rodales selectos", proveen materiales de la categoría seleccionada, bien como semillas o bien como partes de plantas obtenidas masivamente a partir de ellas.

4.2.2. Selección genética

La selección de individuos o poblaciones genéticamente superiores para unas características de interés determinadas no puede efectuarse con la simple observación de su fenotipo (o del fenotipo de sus componentes), ya que, como se indicó anteriormente, en la expresión del fenotipo influye el ambiente en el que se encuentra. Para ello, es necesario establecer ensayos con diseños experimentales adecuados con objeto de controlar la variación ambiental y discriminar su efecto de los efectos genéticos. Los ensayos más comunes, en función de la entidad que se pretende evaluar, son los siguientes (Alía Miranda *et al*. 2005):

- Ensayos de procedencias, en los que se compara el comportamiento de diferentes poblaciones de la especie a través de individuos recogidos masivamente en ellas. El establecimiento de este tipo de ensayos suele ser muy habitual cuando se pretende iniciar programas de mejora de especies fuera de su área de distribución natural. En el marco de la normativa de comercialización, este tipo de evaluación comparativa permite detectar rodales genéticamente sobresalientes, que podrían autorizarse para la producción de materiales de la categoría controlada y recomendarse su uso en condiciones ambientales específicas (ver capítulo 12).
- Ensayos de progenies, en los que se evalúa indirectamente (a través de su progenie) el valor de mejora de los parentales femeninos (o capacidad de combinación general) si esta progenie se ha obtenido de polinización abierta, o el valor de ambos parentales (o capacidad de combinación específica) si se han

obtenido de cruzamientos controlados en los que se conoce, también, el parental masculino. En el primer caso sólo se mide el valor de mejora debido a los efectos aditivos, mientras que en la segunda opción de cruzamiento se puede estimar su valor debido también a los efectos de dominancia, sobredominancia y epistasis.

- Ensayos de procedencias y progenies, en los que se combinan los dos anteriores por la evaluación de diferentes familias de distintas procedencias. Este tipo de ensayos permite establecer, por ejemplo y como se verá más adelante, diferentes sublíneas de mejora orientadas al uso de materiales seleccionados específicamente para distintos ambientes.
- Ensayos clonales, que permiten la evaluación de genotipos a través de su réplica mediante propagación vegetativa y estimar el valor de cada clon.
- Ensayos complejos, en los que se pueden ensayar de manera conjunta diferentes tipos de entidades; por ejemplo, ensayos de familias y clones.

Los rasgos de interés para su selección artificial en especies forestales suelen están influidos en gran medida por el ambiente, y se observan respuestas a la variación ambiental que indican alta plasticidad, es decir fenotipos diferentes en distintos ambientes. Asimismo, para muchos rasgos estudiados se ha estimado la existencia de interacciones genotipo × ambiente, es decir un comportamiento relativo diferencial de los genotipos cuando están sometidos a diferentes ambientes. Por ello, es fundamental que los ensayos genéticos se establezcan en una amplia gama de condiciones ambientales de tal manera que el resultado de la selección no se reduzca a un único ambiente, sino a varios, dentro del ámbito ecológico (no marginal) de la especie. Así, en función de los resultados observados, podrá optarse por seleccionar entidades (individuos o poblaciones) que muestren una respuesta estable para su uso en diferentes ambientes o sean específicas para cada ambiente por su mayor adecuación al mismo.

Una de las características de la selección genética en especies arbóreas, particularmente cuando ésta se centra en rasgos de interés a edades adultas, como por ejemplo los ya mencionados de rendimiento en volumen, de producción de piñas o de corcho, es que requiere largos períodos de tiempo para hacerse efectiva. Por ello, salvo en especies de crecimiento rápido, para reducir este proceso se suele efectuar las selecciones a edades tempranas, alejadas del turno. Esta estrategia es muy interesante si existe correlación en la expresión fenotípica entre las edades juvenil y adulta, ya que permite reducir el tiempo requerido para disponer de materiales de reproducción de calidad genética superior. Sin embargo, si el rasgo tiene una baja correlación entre edades, la selección será imprecisa y la ganancia genética menor.

4.2.3. Programas de mejora clásica

En el caso de especies de alta potencialidad productiva, para las que está justificada una inversión importante de recursos, se puede plantear el desarrollo de programas de selección y mejora que permitan incrementar aún más la calidad genética de los materiales utilizados en su selvicultura.

La mejora genética tradicional se inicia con la selección de individuos (árboles plus, *plus trees*) que muestran fenotipos interesantes para los rasgos de interés buscados;

continúa con la evaluación de su superioridad mediante el establecimiento de ensayos comparativos de su progenie; y, posteriormente, con la selección de los parentales (*backward selection*) o de la progenie (*forward selection*) que muestran superioridad genética. Si en estos ensayos se observa variación fenotípica entre familias para el rasgo de interés, se entiende que este rasgo está bajo control genético; la bondad genética permite seleccionar los parentales de las familias con comportamiento superior (árboles élite, *elite trees*); estos parentales se cruzan entre sí para obtener materiales forestales de reproducción de calidad genética superior a la población de partida. Bajo este mismo esquema, pueden desarrollarse ciclos posteriores de selección (selección recurrente) y cruzamiento, en programas denominados de generación avanzada, de tal manera que en cada generación aumenta la frecuencia de las variantes alélicas deseables (figura 2.23).

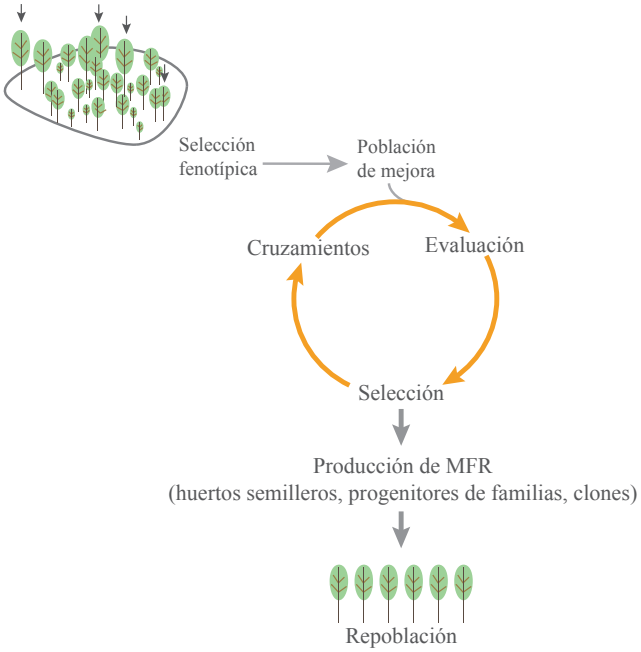


Figura 2.23. Esquema de un programa de mejora genética mediante selección recurrente habitualmente utilizado en especies forestales. En los programas de mejora pueden distinguirse dos áreas operativas diferenciadas: una de ellas centrada en la mejora genética propiamente dicha a partir de la población de mejora (*breeding population*) y otra vinculada a la provisión de materiales de reproducción para su uso en selvicultura a partir de la población de producción (*production population*). Los programas se inician con la selección fenotípica de árboles superiores. Cada ciclo de mejora está compuesto por tres etapas: una primera de selección de progenitores, una segunda de evaluación en ensayos genéticos y una fase de recombinación de los genotipos seleccionados de acuerdo con los resultados de estos ensayos de evaluación. La población de producción es el subconjunto de parentales o clones de la población de mejora que se multiplica por semillas o vegetativamente para la producción de los materiales de reproducción destinados a la repoblación; para ello, es necesario establecer y gestionar infraestructuras que permitan su propagación masiva, como los huertos semilleros o los campos de plantas madre.

La ejecución de un programa de mejora genética puede ser relativamente sencillo, como el básico reseñado en el que los parentales élite se entrecruzan de manera abierta, que es la estrategia que suele aplicarse en iniciativas de baja intensidad, en las que no se va más allá de una generación. Este desarrollo puede complicarse sensiblemente en programas de mejora avanzados, en los que se pretende incrementar con el tiempo, en sucesivos ciclos, la ganancia genética de los materiales de reproducción (ver, por ejemplo, cuestiones prácticas de la mejora forestal clásica en Zobel y Talbert (1994); o White *et al*. (2007) para profundizar en el tema de la mejora forestal con una visión más actual; en Mullin y Lee (2013) y Pâques (2013) se ofrece una revisión de diferentes iniciativas de mejora en el ámbito europeo). Como ejemplos de alternativas más complejas, cabe mencionar: el establecimiento de subdivisiones de la población de mejora con objeto de obtener diferentes poblaciones de producción y ofrecer materiales de reproducción específicos para distintos ambientes; el uso de diferentes esquemas de cruzamientos controlados entre los parentales de interés (figura 2.24) que, en cualquier caso, son siempre de difícil ejecución; la adopción de estrategias que promuevan el mantenimiento de niveles de diversidad genética relativamente altos en la población de producción para no comprometer la adaptabilidad de las repoblaciones, como el mantenimiento de sublíneas de mejora o de subpoblaciones con intensidades de selección diferentes; o la inclusión de un gran número de rasgos deseables.

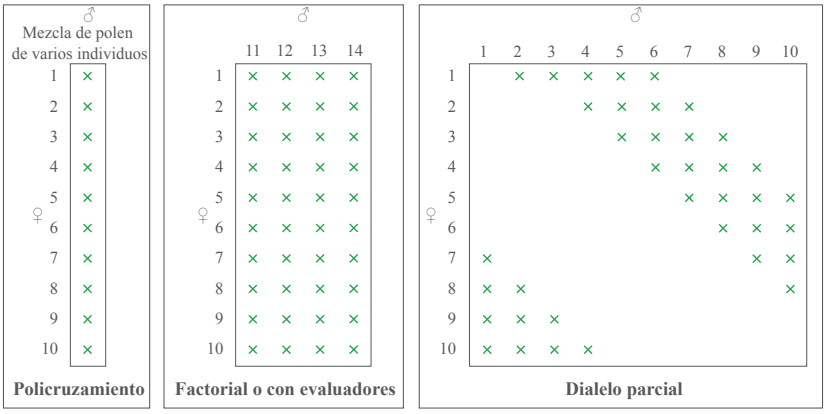


Figura 2.24. Esquemas de cruzamientos controlados utilizados comúnmente en mejora genética forestal. Por su coste, no se utilizan los diseños de dialelo completo, en el que todos individuos se cruzan en todas las combinaciones posibles, incluida la autopolinización, y de medio dialelo, en el que se omiten los cruzamientos recíprocos. En su lugar, se utilizan dialelos parciales, en los que los individuos se cruzan por subconjuntos.

Para la obtención de materiales de reproducción a partir de la población de producción, suele establecerse dispositivos de campo específicos, denominados huertos semilleros (o, si se trata de un número muy reducido de genotipos, progenitores de familias). Estas plantaciones pueden establecerse con plantas obtenidas a partir de semillas (huertos semilleros de brinzales) o, más comúnmente, por la multiplicación vegetativa en forma de injertos (huertos semilleros clonales), que inician la producción de frutos con relativa rapidez, al contrario que en el primer caso, en el que hay que esperar que las plantas alcancen la madurez sexual.

En las especies que muestran facilidad para su propagación vegetativa, los programas de mejora se diseñan para selección de genotipos superiores (clones élite o familias élite) que se multiplican masivamente utilizando diferentes técnicas, como el enraizamiento de estaquillas, la organogénesis o la embriogénesis somática (Rezende *et al*. 2014; Bonga 2016; Rueda *et al*. 2020). Esta opción se aplica de manera sistemática en programas de mejora de especies de chopos (Zsuffa *et al*. 1993) y de *Eucalyptus* (Rezende *et al*. 2014) para la obtención de materiales destinados a la selvicultura clonal de turno corto, y se ha incorporado en programas de algunas especies de coníferas para las que se aplica una selvicultura extensiva, como en *Pinus radiata* en Nueva Zelanda y Australia (Dungey *et al*. 2009) o en *Pinus taeda* en el sudeste de Estados Unidos (McKeand *et al*. 2007).

La preferencia por la vía clonal radica en que se maximiza la ganancia genética, al capturarse todos los genes (aditivos y no aditivos) del individuo que se ha mostrado genéticamente superior. Además, se pueden reducir sensiblemente los costes de producción masiva de genotipos procedentes de cruzamientos de parentales específicos. Respecto de los huertos semilleros de polinización abierta, se ofrece al selvicultor materiales que no proceden de autopolinización o de polinización externa no deseada. Asimismo, el tiempo que transcurre desde la selección hasta la disposición de materiales de reproducción en cantidades suficientes para cubrir una cierta demanda puede verse reducido sensiblemente respecto de la provisión de semillas. Por otra parte, además de una mayor productividad, las plantaciones resultan fenotípicamente más uniformes, por lo que se simplifica su gestión y se obtienen productos más homogéneos (Libby y Rauter 1984; Wu 2019), si bien la alternativa clonal en los programas de mejora y el uso masivo de uno o unos pocos genotipos no está exento de riesgos por la reducida diversidad genética de las plantaciones (Griffin 2014) (ver capítulo 12 para posibles alternativas de manejo de la selvicultura clonal).

Debe tenerse en cuenta que la ganancia genética estimada en ensayos no debe extrapolarse para calcular el rendimiento de una plantación productiva. Las características de los ensayos están alejadas de las de las plantaciones productivas; éstas suelen establecerse en ambientes con una mayor heterogeneidad ambiental y en las que los árboles entran en competencia. Por ello, una vez seleccionada la población élite, resulta muy conveniente establecer ensayos de ganancia genética con diseños adecuados (St. Clair 1993), en los que se puede comparar la población mejorada con materiales no mejorados (Zobel y Talbert 1994). Estos ensayos pueden integrarse en la actividad forestadora.

4.2.4. Nuevas técnicas en los programas de mejora

Algunas de las mayores dificultades a las que se enfrentan los mejoradores de árboles son el largo período de tiempo requerido para completar un ciclo de mejora y la estimación de manera precisa del valor genético de los árboles en base a su fenotipo. A éstas, hay que sumar las derivadas de la propia implementación de los programas, como el establecimiento de ensayos genéticos o la ejecución de los cruzamientos controlados, en su caso. Sin embargo, la aplicación de los avances en las nuevas técnicas moleculares en los programas de mejora genética podría aumentar sensiblemente su eficiencia.

El mapeo de loci de caracteres cuantitativos (*QTL mapping*) permite efectuar selecciones más precisas y a edades más precoces mediante la identificación de genes que intervienen

en el control de determinados caracteres y la selección de los individuos portadores de los alelos más favorables para estos genes. No obstante, esta técnica muestra limitaciones para su aplicación en rasgos bajo control genético aditivo. Por ello, para estos caracteres controlados por numerosos genes, una vía de selección más prometedora, denominada selección genómica (*genomic selection*), se basa en el mapeo de amplias regiones del genoma en busca de marcadores ligados a variaciones fenotípicas para un carácter de interés determinado (Neal y Kremer 2011; Grattapaglia *et al*. 2018) (figura 2.25).

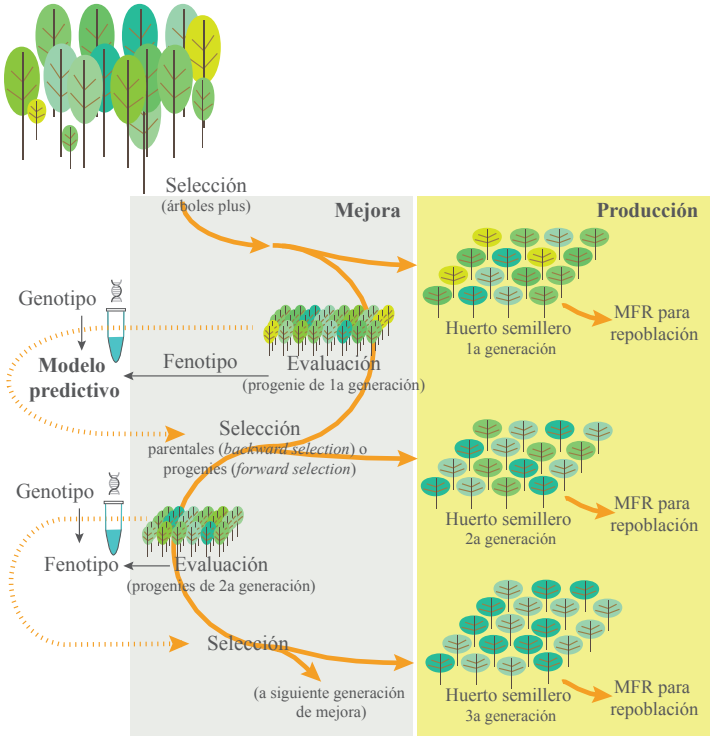


Figura 2.25. Esquema de selección genómica en un programa de mejora genética. La selección genómica se basa en la asociación entre determinados marcadores genéticos y los rasgos fenotípicos de interés. Para ello se diseñan modelos predictivos que permiten identificar individuos con las características genéticas deseables a través de su genoma. Estos modelos se van reajustando a medida que se cuenta con información fenotípica y genética de nuevos individuos. Su aplicación permite reducir sensiblemente el tiempo requerido para completar un ciclo de mejora e incrementar el número de árboles en la población de mejora. También es una herramienta que facilita la selección de árboles superiores en la naturaleza, los análisis de paternidad de la progenie, simplificando la fase de cruzamientos entre parentales seleccionados, así como el control de calidad y diversidad genéticas de los materiales de reproducción que se ponen a disposición de la selvicultura.

La alteración de genes específicos o la manipulación de su expresión mediante ingeniería genética también son herramientas disponibles para la obtención de genotipos con

rasgos interesantes para especies de alto interés económico (*Populus* spp., *Eucalyptus* spp., *Pinus* spp., entre otras), como la tolerancia a organismos nocivos y a herbicidas, la adaptación a condiciones de estrés abiótico o el contenido en lignina (McDonnell *et al*. 2010). Los organismos modificados genéticamente son habituales en el ámbito de la agricultura, pero, de momento, existen importantes restricciones legales para su uso en especies forestales por su posible introgresión con poblaciones naturales. En este sentido, se han efectuado numerosos estudios en relación con los mecanismos genéticos ligados a la floración (Brunner *et al*. 2010) con objeto de inducir esterilidad en los genotipos modificados y, así, evitar la dispersión de sus genes.

5. Algunas reflexiones finales

La falta de consideración de los aspectos genéticos relacionados con las repoblaciones puede tener consecuencias no previstas en su resultado y, en ocasiones, malograr los objetivos de estas iniciativas. En este contexto, la actividad repobladora es una práctica que se aleja sensiblemente de la dinámica de la regeneración natural en muchos aspectos; entre ellos, significa un nuevo punto de partida para la evolución y, en algunos casos, una modificación de las características genéticas de las poblaciones naturales circundantes. Debe tenerse en cuenta que esta actividad selvícola significa una clara intervención en varios de los factores que actúan como moduladores de la diversidad genética de las especies. Así, las repoblaciones constituyen una clara intervención en los procesos demográficos y de flujo de genes. Los materiales de reproducción utilizados definirán la diversidad genética de partida de la nueva población y su potencial para evolucionar o la probabilidad de adolecer de deriva genética y falta de adaptabilidad.

Por ello, resulta imprescindible que el repoblador sea consciente de que su actuación altera, en mayor o menor medida, esta dinámica natural. Esta intervención no es necesariamente negativa: por ejemplo, si se quiere obtener un determinado producto en plantaciones productivas, se procurará favorecer el uso de unos genotipos que garanticen un mayor rendimiento; también puede ser una oportunidad para establecer nuevas poblaciones con una amplia base genética y bien adaptadas al sitio de actuación; o incrementar la variación intrapoblacional de las poblaciones ya existentes con objeto de aumentar su adaptabilidad a los cambios ambientales previstos; o bien, promover el movimiento de determinadas poblaciones y especies a ambientes previsiblemente favorables.

Sin embargo, como se indica en el capítulo 12, la provisión y el uso de materiales de reproducción sin la consideración de unos principios mínimos de calidad genética pueden dar lugar a impactos muy negativos o, al menos, tener consecuencias impredecibles en las especies y, posiblemente, en su entorno. En este sentido, las personas e instituciones intervinientes en la elección, producción y establecimiento en el medio natural de los materiales forestales de reproducción deben actuar con responsabilidad, adquiriendo los conocimientos mínimos que les permitan entender que su intervención actúa como una fuerza evolutiva más en la diversidad genética de las especies y de sus poblaciones; e incorporar unas buenas prácticas en su quehacer profesional con objeto de que las repoblaciones no constituyan una amenaza para la diversidad genética que ha llegado a nuestros días.

BIBLIOGRAFÍA

Aedo C, Aldasoro JJ (1998) 23. Sorbus L. En: Muñoz Gramendia F y Navarro C (eds) Flora Iberica. Plantas Vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol. VI. Rosaceae. Real Jardín Botánico-CISC, Madrid, pp 414–429

Alía Miranda R, Alba Monfort N, Agúndez Leal D, Iglesias Sauce S (coord) (2005) Manual para la comercialización y producción de semillas y plantas forestales. Materiales de base y de reproducción. OAPN, Madrid

Alía R, Auñon F, Chambel M (2013). Evaluación de grandes productores de resina y aplicación a programas de mejora genética en Pinus pinaster Aiton en España. II Simposio Internacional de Resinas Naturales, Coca (Segovia). MAPA, Madrid

Bonga J (2016) Conifer clonal propagation in tree improvement programs. En: Park YS, Bonga JM, Moon HK (eds) Vegetative Propagation of Forest Trees. NlFoS, Seoul, pp 3–31

Bräutigam K, Vining KJ, Lafon-Placette C, Fossdal CG, Mirouze M, Gutiérrez Marcos J, Fluch S, Fernández Fraga M, Guevara MA, Abarca D, Johnsen Ø, Maury S, Strauss SH, Campbell MM, RohdeA, Díaz-Sala, Cervera MT (2013) Epigenetic regulation of adaptive responses of forest tree species to the environment. Ecol Evol 3(2):399–415

Brunner AM, Li J, DiFazio SP, Shevchenko O, Montgomery BE, Mohamed R, Wei H, Ma C, Elias AA, VanWormer K, Strauss SH (2010) Genetic containment of forest plantations. En: El-Kassaby YA, Prado JA (eds) Forests and genetically modified trees. FAO, Rome, pp 35–75

Buddle KB, Heuertz M, Hernández Serrano A, Pausas JG, Vendramin GG, Verdú M, González Martínez SC (2013) In situ genetic association for serotiny, a fire-related trait, in Mediterranean maritime pine (Pinus pinaster). New Phytol 201(1):230–241

Burdon RD, Carson MJ, Shelbourne CJA (2008) Achievements in forest tree genetic improvement in Australia and New Zealand 10: Pinus radiata in New Zealand. Aust For 71:263–279

Carrasco A, Campaya P, Sánchez F (2001) Selección de rodales selectos de alcornoque (Quercus suber) en Andalucía. En: SECF-Junta de Andalucía (eds). Actas del 3º Congreso Forestal Español, Granada

CDB (1992) Convenio sobre la diversidad biológica. Naciones Unidas. https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf

Chang W-Y, Wang S, Gaston C, Cool J, An H, Thomas BR (2019) Economic evaluations of tree improvement for planted forests: a systematic review. BioBus 4(1):1–14

Charlesworth D (2003) Effects of imbreeding on the genetic diversity of populations. Phil Trans R Soc Lond B 358:1051–1070

Charlesworth D, Willis J (2009) The genetics of imbreeding depression. Nature Reviews 10:783–796

Cornelius J (1994) The effectiveness of plus-tree selection for yield. Forest Ecol Manag 67:23–34

De la Torre A, Li Z, Van der Peer Y, Ingvarsson P (2017) Contrasting rates of molecular evolution and patterns of selection among gymnosperms and flowering plants. Mol Biol Evol 34:1363–1377

Des Roches S, Post DM, Turley NE, Bailey JK, Hendry AP, Kinnison MT, Schweitzer JA, Palkovacs EP (2018) The ecological importance of intraspecific variation. Nat Ecol Evol 2:57–64

Diamond J, Bellwood P (2003) Farmers and their languages: the first expansions. Science 300:597–603

Duminil J, Fineschi S, Hampe A, Jordano P, Salvini D, Vendramin GG, Petit RJ (2007) Can population genetics structure be predicted from life-history traits? Am Nat 169(5):662–672

Dungey HS, Brawner JT, Burger F, Carson M, Henson M, Jefferson P, Matheson AC (2009) A new breeding strategy for Pinus radiata in New Zealand and New South Wales. Silvae Genet 58(1):28–38

Ellstrand NC (2014) Is gene flow the most important evolutionary force in plants? Am J Bot 101(5):737–753

Fallour D, Fady B, Lefevre F (1997) Study on isozyme variation in Pinus pinea L: evidence for low polymorphism. Silvae Genet 4:201–207

Fowler DP, Morgenstern EK (1990) Tree improvement research and development in Canada. For Chron 66: 97–101

FRAXIGEN (2005) Ash species in Europe: biological características and practical guidelines for sustainable use. Oxford Forestry Institute, University of Oxford, Oxford UK, pp 128

Galera RM, Martín S, Alía R, Gordo J, Aguado MA, Notivol E (1997) Manual de selección de masas productoras de semillas. Evaluación de caracteres. MAPA - INIA, Madrid

Grattapaglia D, Silva-Junior OB, Resende RT, Cappa EP, Müller BSF, Tan B, Isik F, Ratcliffe B, El-Kassaby YA (2018) Quantitative genetics and genomics converge to accelerate forest tree breeding. Front Plant Sci 9:1693

Griffin AR. 2014. Clones or improved seedlings of Eucalyptus? Not a simple choice. Int Forest Rev 16:216–224.

Haag CR, Ebert D (2004) A new hypotesis to explain geographic parthenogenesis. Ann Zool Fennici 41:539–544

Hamrick JL, Godt MJW (1996) Effects of life history traits on genetic diversity in plant species. Phil Trans R Soc Lond B 351(1345):1291–1298

Hanlon VCT, Otto SP, Aitken SN (2019) Somatic mutations substantially increase the per-generation mutation rate in the conifer Picea sitchensis. Evol Lett 3:348–358

Hernandez Serrano A, Verdú M, González-Martínez SC, Pausas JG (2013) Fire structures pine serotiny at different scales. Am J Bot 100:2349–2356

Hernandez Serrano A, Verdú M, Santos del Blanco L, Climent J, González-Martínez SC, Pausas (2014) Heritability and quantitative genetic divergence of serotiny, a fire-persistence plant trait. Ann Bot 114(3):571–577

Holeski LM, Jander G, Agrawal AA (2012) Transgenerational defense induction and epigenetic inheritance in plants. Trends Ecol Evo 27(11):618–626

Isabel, N, Holliday, JA, Aitken, SN (2019) Forest genomics: advancing climate adaptation, forest health, productivity, and conservation. Evol Appl 13: 3–10

Johnsen Ø, Daehlen OG, Østreng G, Skrøppa T (2005a) Daylength and temperature during seed production interactively affect adaptive performance of Picea abies progenies. New Phytol 168:589–596

Johnsen Ø, Fossdal CG, Nagy N, Molmann J, Daehlen OG, Skrøppa T (2005b) Climatic adaptation in Picea abies progenies is affected by the temperature during zygotic embryogenesis and seed maturation. Plant, Cell Environ 28:1090–1102

Johnsen Ø, Skrøppa T (1996) Adaptive properties of Picea abies progenies are influenced by environmental signals during sexual reproduction. Euphytica 92(1):67–71

Kawecki TJ, Ebert D (2004) Conceptual issues in local adaptation. Ecol Lett 7: 1225–1241

Keeley JE, Pausas JG, Rundel PW, Bond WJ, Bradstock RA (2011) Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. Trends Plant Sci 16 (8):406–411

Leimu R, Fischer M (2008) A Meta-Analysis of Local Adaptation in Plants. PLoS ONE 3(12):e4010

Libby WJ, Rauter RM (1984) Advantages of clonal forestry. The Forest Chronicle 60(3): 145–149

Lindgren D, Wei RP (2007) Low-input tree breeding strategies. En: Isik F (ed) Proceedings of the IUFRO division 2 joint conference: low input breeding and conservation of forest genetic resources, Antalya, Turkey, pp 124–138

Loewe L, Hill WG (2010) The population genetics of mutations: good, bad and indifferent. Phil Trans R Soc B 365: 1153-1167

Ludwig S, Robertson A, Rich TTCG, Djordevic M, Cerovic R, Houston L, Harris SA, Hiscock SJ (2013) Breeding systems, hybridization and continuing evolution in Avon Gorge Sorbus. Ann Bot 111(4):563–575

Macaya-Sanz D, Suter L, Joseph J, Barbará T, Alba N, González-Martínez SC, Widme A, Lexer C (2011) Genetic analysis of post-mating reproductive barriers in hybridizing European Populus species. Heredity 107:478–486

Martín J, Collada C, Venturas M, Domínguez J, Miranda E, Díez J, Iglesias S, Gil L (2012). El programa español del olmo: 25 años de mejora e investigación frente a la grafiosis. Cuadernos de la SECF 36:127–140

Matesanz S, Valladares F (2014) Ecological and evolutionary responses of Mediterranean plants to global change. Environ Exp Bot 103:53–67

McDonnell, L.M., Coleman, H.D., French, D.G., Meilan, R. & Mansfield, S.D. 2010. Engineering trees with target traits. En: El-Kassaby YA, Prado JA (eds) Forests and genetically modified trees. FAO, Rome, pp 77–122

McKeand SE, Zobel BJ, Byram TD, Huber DA (2007) Southern Pine Tree Improvement – A Living Success Story. En: Byram TD, Rust ML (eds) Proceedings of the 29th Southern Forest Tree Improvement. Conference Tree Improvement in North America: Past, Present, and Future, WFGA/ SFTIC Joint Meeting, Galveston

Mullin TJ, Lee SJ (2013) Best practices for tree breeding in Europa. Skogforsk, Uppsala

Mutke S, Gordo J, Prada MA, Iglesias S, Gil L (2007) a Low differentiation in height growth and shoot phenology between provenances of Mediterranean Stone Pine (P. pinea L.). FAO-Silva Mediterranea and IUFRO 2.02.13 Expert Meeting Arezzo and Rome

Mutke S, Iglesias S, Gil L (2007)b Selección de clones de pino piñonero sobresalientes en la producción de piña. Invest Agrar: Sist Recur For 16(1):39–51

Mutke S, Gordo J, Chambel MR, Prada MA, Álvarez D, Iglesias S, Gil L (2010). Phenotypic plasticity is stronger than adaptative differentiation among Mediterranean stone pine provenances. For Syst 19(3):354–366

Mutke S, Gordo J, Khouja M, Fady B (2013) Low genetic and high environmental diversity at adaptive traits in Pinus pinea from provenance tests in France and Spain. Options Méditerranéennes 105:73–79

Neale DB, Kremer A (2011) Forest tree genomics: growing resources and applications. Nat Rev Genet 12(2):111–122

Nora S, Albaladejo RG, González-Martínez SC, Robledo-Arnuncio JJ, Aparicio A (2011) Movimiento de genes (polen y semillas) en poblaciones fragmentadas de plantas. Ecosistemas 20(2):35–45

Olson-Manning CF, Wagner MR, Mitchell-Olds T (2012) Adaptive evolution: evaluating empirical support for theoretical predictions. Nat Rev Genet 13(12):867–877

Orr AJ, Padovan A, Kainer D, Külheim C, Bromham L, Bustos Segura C, Foley W, Haff T, Hsieh J-F, Morales Suarez A, Cartwright RA, Lanfear R (2019) A phylogenomic approach reveals a low somatic mutation rate in a long-lived plant. bioRxiv 727982

Ossowski S, Schneeberger K, Lucas-Lledó JI, Warthmenn N, Clark RM, Shaw RG, Weigel D, Lynch M (2010) The Rate and Molecular Spectrum of Spontaneous Mutations in Arabidopsis thaliana. Science 327(5961):92–94

Pâques LE (ed) (2013) Forest Tree Breeding in Europe. Current state of the art and perspectives. Springer, Dordrecht

Parejo-Farnés, Aparicio A, Albaladejo RG (2019) Una aproximación a la ecología epigenética en plantas. Ecosistemas 28(1):69–74

Petit RJ, Duminil J, Fineschi S, Hampe A, Salvini D, Vendramin GG (2005) Comparative organisation of chloroplast, mitochondrial and nuclear diversity in plant populations. Mol Ecol 14: 689–711

Petit RJ, Hampe A (2006) Some Evolutionary Consequences of Being a Tree. Annu Rev Ecol Evol Syst 37:187–214

Prada A, Hidalgo E, Tranque FJ, Bellera MC, Cubero D, Santos L, González Martínez S, Macaya D, Herreros R, Martín E, De Lucas AI (2013) La diversidad genética en el manejo de Populus spp.: lo esencial es invisible a los ojos. En: SECF (ed) 6 Congreso Forestal Español, Vitoria

Raffard A, Santoul F, Cucherousset J, Blanchet S (2019) The community and ecosystem consequences of intraspecific diversity: a meta-analysis. Biol Rev Camb Philos Soc 94(2):648–661

Ramírez-Valiente JA, Sánchez-Gómez D, Aranda I, Valladares F (2010) Phenotypic plasticity and local adaptation in leaf ecophysiological traits of 13 contrasting cork oak populations under different water availabilities. Tree Physiol 30(5):618–627

Rehfeldt GE, Ying CC, Spittlehouse DL, Hamilton Jr DA (1999) Genetic response to climate in Pinus contorta: niche breadth, climate change, and reforestation. Ecol Monogr 69(3):375–407

Rehfeldt GE, Tchebakova NM, Parfenova YI, Wykoff WR, Kuzmina NA, Milyutin LI (2002) Intraspecific responses to climate in Pinus sylvestris. Glob Change Biol 8:912–929

Rezende, Gabriel & Resende, M.D.V. & Assis, Teotônio. (2014). Eucalyptus Breeding for Clonal Forestry. In: Fenning TM, editor.Challenges and Opportunities for the World's Forests in the 21st Century. For Sci 81, 393–424

Robertson A, Rich TCG, Allen AM, Houston L, Roberts C, Bridle JR, Harris SA, Hiscock SJ (2010) Mol Ecol 19: 1675–1690

Robledo-Arnuncio JJ, Alía R, Gil L (2004) Increased selfing and correlated paternity in a small population of a predominantly outcrossing conifer, Pinus sylvestris. Mol Ecol 13(9):2567–2577

Robledo-Arnuncio JJ, Gil L (2005) Patterns of pollen dispersal in a small population of Pinus sylvestris L. revealed by total-exclusion paternity analysis. Heredity 94(1):13–22

Robledo-Arnuncio JJ, Klein EK, Muller-Landau HC, Santamaría L (2014) Space, time and complexity in plant dispersal ecology. Mov Ecol 2, 16

Rueda J, García Caballero JL, Martínez Sierra F, Prada MA (2020) Viveros de chopos en Castilla y León. Junta de Castilla y León, Valladolid

Sáez-Laguna E, Guevara MÁ, Díaz LM, Sánchez-Gómez D, Collada C, Aranda I, Cervera MT (2014) Epigenetic variability in the genetically uniform forest tree species Pinus pinea L. PLoS One 9(8):e103145

Santos del Blanco L, Bonser SP, Valladares F, Chambel MR, Climent J (2013) Plasticity in reproduction and growth among 52 range wide populations of a Mediterranean conifer: adaptive responses to environmental stress. J Evol Biol 26(9):1912–1924

Savolainen O, Lascoux M, Merilä J (2013) Ecological genomics of local adaptation. Nat Rev Genet 14(11):807–820

Slotte T (2014) The impact of linked selection on plant genomic variation. Briefings in Functional Genomics 13(4):268–275

St. Clair JB (1993) Evaluating realized genetic gains from tree improvement. En: IUFRO S4.01 Conference Proceedings, Blacksburg, VA. Publication FWS-1-93 of the College of Forestry, Virginia Polytechnic Institute, pp145–157

Tadesse W, Nanos N, Aunón FJ, Arrabal C, García C, Gil L, Alía R, Pardos JA (2001) Genetic improvement of resin yield from Maritime pine in Spain. For Chem Rev January-February: 10–16

Tapias R, Climent J, Pardos JA, Gil L (2004) Life history of Mediterranean pines. Plant Ecol 171:53–68

Van Loo M, Jospeh J, Heinze B, Lexer C (2008) Clonality and spatial genetic structure in Populus x canescens and its sympatric backcross parent P.alba in a Central European hybrid zone. New Phytol 177(2):506–516

Vanden Broeck A, Cox K, Brys R, CAstiglione S, Cicatelli A, Guarino F, Heinze B, Steenackers M, Vander Mijnsbrugge K (2018) Variability in DNA Methylation and Generational Plasticity in the Lombardy Poplar, a Single Genotype Worldwide Distributed Since the Eighteenth Century. Front Plant Sci 9:1635

Vendramin GG, Fady B, González-Martínez SC, Hu FS, Scotti I, Sebastiani F, Soto A, Petit RJ (2008) Genetically depauperate but widespread: the case of an emblematic Mediterranean pine. Evolution 62(3): 680–688

Verdú M, Montilla AI, Pannell JR (2004) Paternal effects on functional gender account for cryptic dioecy in a perennial plant. Proc. Royal Soc. B 271 (1552):2017–2023

Warburg EF, Kárpáti ZE (1968) Sorbus L. En: Tutin TG *et al*. (eds) Flora Europaea 2. Cambridge University Press, Cambridge, pp 67–71

Wheeler NC, Steiner KC, Schlarbaum SE, Neale DB (2015). The evolution of forest genetics and tree improvement research in the United States. J For 113(5):500–510

White TL, Adams WT, Neale DB (2007) Forest genetics. CAB International, London

Wu H, and K. Eldridge and A. C. Matheson and M. Powell and T. McrAe and T. B. Butcher and I. G. Johnson (2007) Achievements in forest tree improvement in Australia and New Zealand 8. Successful introduction and breeding of radiata pine in Australia. Austr For 70:215–225

Wu HX (2019) Benefits and risks of using clones in forestry - a review. Scand J Forest Res 34(5):352–359

Young A, Boyle T, Brown T (1996) The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. Tree 11:413–418

Zobel B, Talbert J (1994) Técnicas de mejoramiento genético de árboles forestales. Editorial Limusa, Mexico

Zsuffa L, Sennerby-Forsse L, Weisgerber H, Hall R (1993) Strategies for clonal forestry with poplars, aspens, and willows. En: Ahuja M, Libby W (eds). Clonal Forestry Vo12. Springer-Verlag, pp 91–119

Capítulo 3

Factores y procesos ecofisiológicos determinantes del arraigo y establecimiento de las plantas en las repoblaciones forestales

Pedro VILLAR SALVADOR, Juan Antonio OLIET PALÁ

1. Introducción general

La emergencia y la supervivencia de las plántulas son procesos muy vulnerables a factores de estrés jugando, por tanto, un papel clave en la dinámica de las poblaciones de plantas (Jordano *et al.* 2004). Esto explica que la mortalidad en las poblaciones naturales de plantas decaiga rápidamente con el tiempo desde valores altos en las primeras etapas de vida hasta valores más bajos en las etapas de vida más maduras (Johnson *et al.* 2002; Klopcic *et al.* 2014). En las repoblaciones forestales sucede algo parecido. Los materiales forestales de reproducción pasan por un período crítico de duración variable en el que su riesgo a morir es elevado y en el que deben alcanzar un desarrollo y vigor suficiente para superar los principales factores de estrés que comprometen su vida. Dentro de este marco de etapas críticas para la dinámica de la repoblación, el uso de brinzales cultivados en vivero frente a las siembras tiene la ventaja de que se evitan las fuertes pérdidas demográficas debidas a la depredación y la pobre germinación de las semillas, así como la elevada mortalidad durante la emergencia de plántulas. Sin embargo, la plantación no evita la mortalidad, en ocasiones muy elevada, que también se aprecia en los primeros meses de vida de las plantas en campo.

Una vez implantados en el terreno, los materiales forestales de reproducción pasan por tres grandes etapas de desarrollo hasta la consecución de un grado de autonomía que les permitirá alcanzar la madurez sexual y formar una incipiente masa forestal. Estas etapas son: el arraigo, el establecimiento y la etapa de transición (figura 3.1). Si la calidad de los materiales forestales de reproducción es adecuada (ver capítulo 16), la superación de cada etapa depende de una serie de procesos ecofisiológicos cuyo resultado está modulado tanto por factores ambientales como por las actuaciones repobladoras. El objetivo general de este capítulo es describir las principales características de las

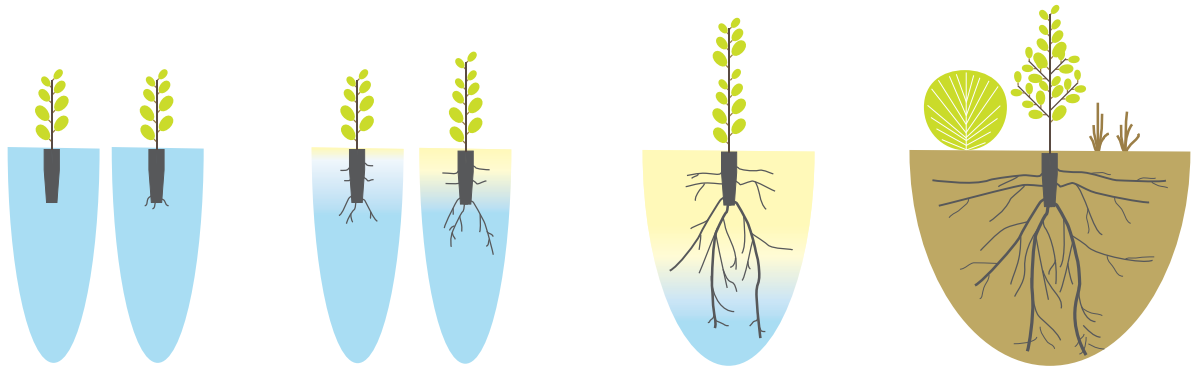
mencionadas etapas, los procesos ecofisiológicos que condicionan el devenir de cada una de ellas y de qué manera los factores ambientales y las actuaciones que se realizan en las repoblaciones pueden modificar el resultado de los procesos ecofisiológicos y, por tanto, el éxito de una repoblación forestal. Se considera en este capítulo que el horizonte temporal de la repoblación se sitúa, por tanto, en la consecución de una masa forestal que pueda sobrevivir de manera autónoma, es decir, cuando el repoblado alcanzan el tamaño suficiente para superar en talla, desarrollo radical y capacidad competitiva a la vegetación espontánea y, por tanto, su supervivencia ya no depende de los cuidados culturales. A partir de este momento la masa podrá ser objeto de otros tratamientos que entran dentro del ámbito de la selvicultura.

2. Características de las principales etapas de desarrollo inicial de una repoblación forestal

2.1. La etapa de arraigo

La pervivencia de cualquier material de reproducción depende de que se mantenga bien hidratado una vez instalado en la repoblación. Inicialmente, los materiales de reproducción tienen una reducida capacidad para captar el agua del suelo que los rodea. En el caso de las semillas, deben captar el agua previamente por difusión para poder germinar (Baskin y Baskin 1998), mientras que las plantas, ya sean brinzales cultivados en vivero o fragmentos vegetativos introducidos directamente en el campo, deben emitir nuevas raíces que conecten hidráulicamente la planta con el suelo (Grossnickle 2005) (figura 3.1). Las raíces de las plantas de vivero están mayoritariamente suberificadas en el momento de la plantación. Dichas raíces, normalmente de color oscuro, tienen menor capacidad de absorber agua y nutrientes que las raíces finas no suberificadas, habitualmente de color claro o blanco, que se forman poco después del transplante (Grossnickle 2005; Hawkins *et al.* 2014). Cuando la planta absorbe menos agua de la que transpira, puede experimentar una crisis fisiológica denominada *shock* o impacto postransplante (Kaushal y Aussenac 1989; Burdett 1990) en la que la planta sufre estrés hídrico (figura 3.2). Los huecos de aire que quedan alrededor de las raíces tras la plantación, y que reducen significativamente el contacto entre las raíces y las partículas del suelo, agravan el estrés hídrico. Aunque tradicionalmente el estrés postransplante se ha asociado como un problema característico de las plantas a raíz desnuda, también afecta a las plantas en contenedor, incluso con el cepellón bien hidratado, si bien el agua almacenada en el cepellón mitiga notablemente el estrés postransplante (Oliet *et al.* 2019) (figura 3.2). Esto explica, entre otras razones, que las plantas cultivadas en contenedor sufran menos el estrés postransplante que las plantas a raíz desnuda (Grossnickle y El-Kassaby 2016).

El crecimiento de nuevas raíces no suberificadas en el suelo circundante tras la plantación permite la conexión hidráulica de la planta con el suelo e incrementa la superficie de absorción de agua y nutrientes (Grossnickle 2018). Asimismo, la lluvia que cae tras la plantación empapa el suelo y reduce los huecos de aire alrededor de las raíces propiciando la conexión hidráulica. Cuando una o ambas cosas suceden, las plantas se rehidratan y retornan a valores elevados de potencial hídrico (figura 3.2), dando por finalizada la etapa de arraigo. Habitualmente, esta etapa es relativamente corta, de días a unas pocas semanas,



	Arraigo	Establecimiento		Transición
	Otoño / Invierno / Primavera	Primavera	Verano	
Objetivo	Conexión hidráulica planta-suelo	Crecimiento de las raíces	Resistir la sequía	Superar la competencia con la vegetación espontánea
Limitantes	Baja humedad del suelo y del cepellón Heladas Alta demanda evaporativa del aire Baja calidad de las plantas Pobre contacto raíces-suelo Defectos de plantación	Baja humedad del suelo y/o precipitación Temperaturas extremas Alta demanda evaporativa del aire Baja calidad de la planta Suelo infértil y de textura desequilibrada Compactación del suelo Competencia interespecífica Herbivoría	Baja humedad del suelo y/o precipitación Temperatura alta Alta demanda evaporativa del aire Baja calidad de la planta Competencia interespecífica Herbivoría	Baja humedad del suelo y/o precipitación Baja calidad de la planta Competencia Herbivoría
Actuación repobladora	Producción de plantas de calidad (planta grande con altas reservas de nutrientes) Riego de plantas en vivero al salir al campo Transporte y manipulación cuidadosos de las plantas Preparación del suelo Riego de establecimiento Correcta plantación (sin bolsas de aire, plantas torcidas, etc.)	Producción de planta de calidad (planta grande con altas reservas de nutrientes) Preparación del suelo en profundidad Correcta plantación Reducción de la competencia Evitar la herbivoría (protectores y vallados)	Riego de mantenimiento Evitar la herbivoría (protectores y vallados)	Producción de planta de calidad (planta grande con altas reservas de nutrientes) Eliminación de la vegetación emergente (escardas, desbroces, herbicidas, acolchados) Fertilización en plantación Evitar la herbivoría (protectores y vallados)

Figura 3.1. Etapas de desarrollo juvenil de las plantas en una repoblación, con indicación de los principales factores ambientales que limitan dicho desarrollo y las actuaciones de repoblación que mitigan dichas limitaciones (el matiz del color azul en las fases de arraigo y establecimiento representa el grado de hidratación habitual a diferentes profundidades según la época del año; no se indica hidratación en la etapa de transición, que comprende varios años y en los que se alternan períodos secos y húmedos).

especialmente en las plantas en contenedor si se compara con las etapas siguientes de establecimiento y de transición. Si se planta en la época debida (ver capítulo 15), el suelo se mantiene húmedo, la planta es de calidad y las condiciones meteorológicas no son especialmente adversas, el arraigo suele superarse sin problemas. Las plantas que no superan el arraigo se distinguen en campo porque generalmente su parte aérea no crece en primavera o mueren durante la primavera (figura 3.3). Esto permite en el conteo de marras distinguir las plantas no arraigadas de las que han muerto en el estío.

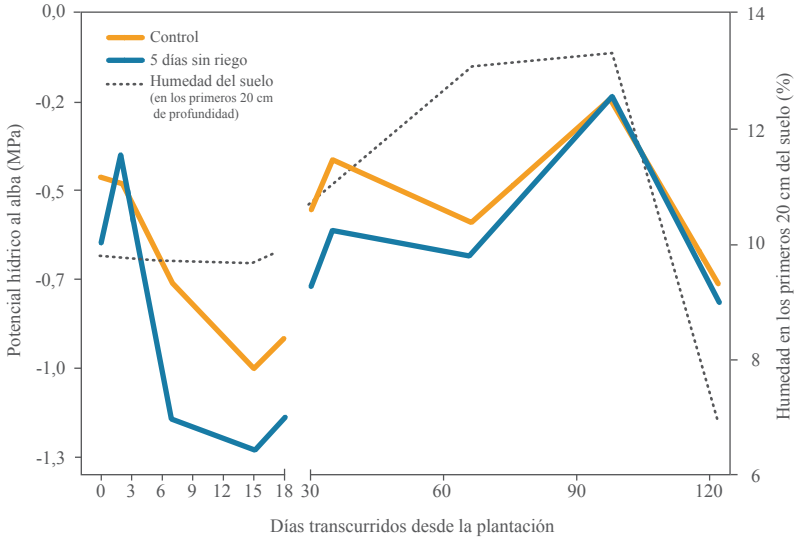
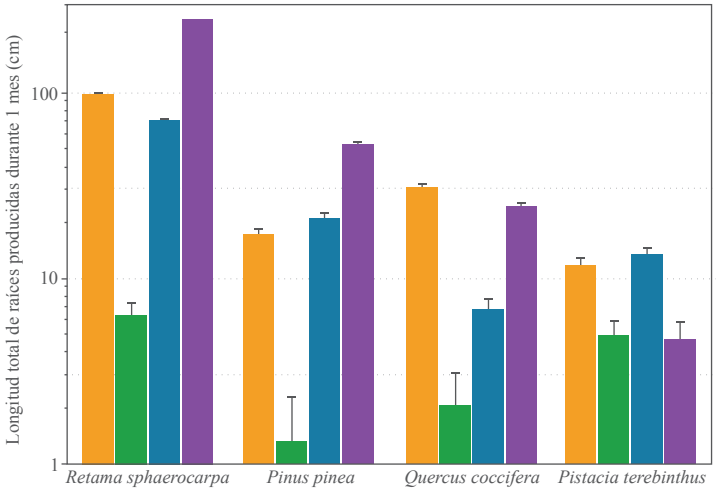


Figura 3.2. Evolución del estado hídrico de brinzales de 1 savia de *Pinus halepensis*, medido como el potencial hídrico al alba, a lo largo de los cuatro primeros meses tras la plantación. Se muestran los resultados de plantas que fueron regadas el día antes de la plantación (control) y, por tanto, con el cepellón saturado de agua (volumen de agua=24,7±1,2%), y plantas que fueron regadas en el vivero 5 días antes de la plantación por lo que el contenido hídrico en el momento de la plantación era menor (volumen de agua=16,4±1,7%) (n=6). Valores de potencial hídrico más negativos indican que las plantas están más estresadas hídricamente. Los detalles del experimento pueden consultarse en Vallas Cuesta *et al.* (1999).

Figura 3.3. Brinzal de *Juniperus thurifera* plantado en invierno y no arraigado, habiendo muerto antes de iniciar el crecimiento de primavera (foto: J Oliet).

El crecimiento de las raíces durante el arraigo varía en función de la época de plantación y del hábito foliar de las especies. En zonas de inviernos fríos, la producción de raíces en especies perennifolias después de la plantación es muy reducida a principios del invierno como consecuencia de las bajas temperaturas y la corta duración del día (Corchero de la Torre *et al.* 2002). Estudios con especies leñosas perennifolias mediterráneas indican que el crecimiento en longitud de las raíces de las plantaciones hechas en la segunda mitad del otoño es similar al crecimiento de las plantaciones de final del invierno. En *Quercus coccifera* (figura 3.4) y *Olea europaea*, los crecimientos en otoño pueden llegar a ser iguales a los observados en las plantaciones de primavera (Aguilar *et al.* 2005; Sardá *et al.* 2005). Por lo tanto, en estos casos, la plantación otoñal puede ser una opción interesante para maximizar el crecimiento de las raíces antes del verano (Corchero de la Torre *et al.* 2002; Pardos *et al.* 2003; Palacios *et al.* 2009). Las leñosas caducifolias estrictas, es decir, que pierden las hojas en el otoño, no producen apenas raíces nuevas durante el otoño, el invierno y principios de la primavera (ver *Pistacia terebinthus* en figura 3.4) (Sardá *et al.* 2005). En la mayoría de estas especies, la formación de raíces nuevas no ocurre de manera significativa hasta la primavera, cerca de la brotación. En algunas especies caducifolias, como los abedules y algunas especies de chopos, el crecimiento radical ocurre un poco antes de la brotación mientras que, en otras especies como *Quercus robur*



	noviembre (5/11 a 9/12)	enero (2/01 a 6/02)	febrero - marzo (16/02 a 23/03)	abril (16/04 a 20/04)
Temperatura media del aire a la altura de las plantas (ºC)	8,9	6,7	7,4	9,2
Temperatura media del suelo a 20 cm de profundidad (ºC)	7,6	5,3	7,9	10,1

Figura 3.4. Crecimiento en longitud de las raíces de brinzales de 1 savia de cuatro especies mediterráneas plantados en cuatro momentos del período habitual de plantación en el interior de España (n=5). Nótese que el eje Y está en una escala logarítmica. El suelo se mantuvo húmedo mediante riegos periódicos. Se indican las fechas en las que las plantas permanecieron en el campo en cada plantación. Los detalles del experimento se pueden consultar en Aguilar *et al.* (2005), Sardá *et al.* (2005) y Valle *et al.* (2005).

y *Robinia pseudoacacia*, coincide con la brotación o incluso puede darse después como es el caso de *Fagus sylvatica* (Lyr y Hoffmann 1967; Riedacker 1976). Por ello, para maximizar el arraigo de las leñosas caducifolias y evitar que puedan ser expuestas a posibles daños en el campo durante el otoño e invierno, conviene retrasar la plantación hasta final del invierno o a principios de la primavera, teniendo en cuenta que el comienzo de la primavera varía entre los lugares de plantación.

Independientemente del hábito foliar, siempre que el suelo se mantenga hidratado, el crecimiento de las raíces durante el arraigo alcanza sus valores más altos en la plantación de primavera (figura 3.4), debido al incremento de la temperatura y la luz. Sin embargo, el tiempo disponible para el crecimiento del sistema radical antes de la llegada de la sequía estival es más reducido, lo que puede afectar negativamente el tamaño del sistema radical al comienzo del verano (Corchero de la Torre *et al.* 2002), un atributo clave para el establecimiento en climas estacionalmente secos (Padilla y Pugnaire 2007).

2.2. La etapa de establecimiento

Una vez establecida la conexión hidráulica con el suelo, las plantas comienzan una etapa en la que deben alcanzar un grado de desarrollo que les permita resistir las condiciones ambientales más limitantes en su hábitat de plantación. Si se controla la herbivoría y la competencia con la vegetación espontánea en las actividades de repoblación (ver capítulos 17 y 18), los factores ambientales limitantes del establecimiento serán principalmente de tipo abiótico. Por ejemplo, para las plantaciones en clima mediterráneo, el principal factor ambiental limitante es la aridez estival, mientras que las heladas serán el factor más limitante en las repoblaciones de alta montaña o en zonas de climas muy continentales. Mientras las plantas no se establezcan, la probabilidad de su muerte será elevada. La etapa de establecimiento quedará concluida cuando la tasa de mortalidad varíe poco en el tiempo, al menos a medio plazo, ya que las plantas son capaces de superar los principales limitantes ambientales de la estación.

Cuando la aridez es el principal factor limitante para el éxito inicial de una repoblación, la superación de la etapa de establecimiento está supeditada a un desarrollo abundante y profundo del sistema radical (figura 3.1). Así, por ejemplo, Villar-Salvador *et al.* (2012) observaron que la supervivencia de *Quercus ilex* durante el periodo seco estaba directamente relacionada con el desarrollo radical al comenzar la estación seca, hecho que permite a las plantas reducir el estrés hídrico estival (figura 3.5). Igualmente, las especies leñosas que más sobrevivieron durante el primer verano en una zona muy árida de Almería fueron las que extendieron sus raíces hasta los horizontes más húmedos y profundos del suelo (Padilla y Pugnaire 2007).

Tal como se ha explicado en el apartado de arraigo, mientras el suelo permanezca suficientemente húmedo, los valores más altos de crecimiento de las raíces se suelen alcanzar en primavera en latitudes medias. En ambientes mediterráneos, si el suelo se rehidrata pronto en otoño, las especies perennifolias también pueden tener otro periodo de elevado crecimiento radical antes de que las bajas temperaturas invernales la inhiban (Leshem 1965; Riedacker 1986; López *et al.* 1998). En cambio, el crecimiento radical en otoño de las especies caducifolias será reducido una vez que la senescencia foliar esté en fase avanzada.

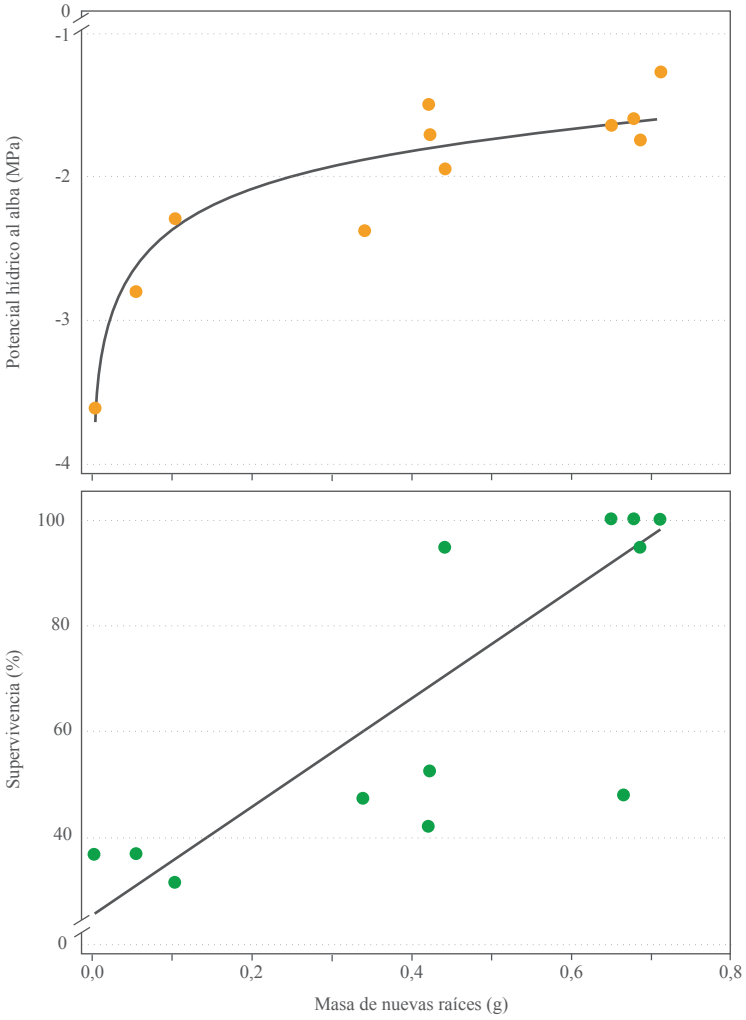


Figura 3.5. Relación del potencial hídrico al alba medido en mitad del verano y la supervivencia al final del verano con la masa de nuevas raíces proyectadas fuera del cepellón en brinzales de *Quercus ilex*. (reproducido, con permiso, a partir de Villar-Salvador *et al.* 2012).

Las especies de plantas difieren en su velocidad de crecimiento radical. Por ejemplo, los pinos mediterráneos ibéricos tienen tasas de crecimiento en longitud mayores que los pinos bóreo-alpinos como *Pinus sylvestris* o *Pinus uncinata* (Andivia *et al.* 2019; Toca *et al.* 2019). Como regla general, las plantas de rápido crecimiento lo son tanto de su parte aérea como de las raíces y tienen una elevada tasa de fotosíntesis, despliegan una amplia superficie de hojas en relación con la biomasa total de la planta, concentran una gran cantidad de nutrientes minerales, especialmente de nitrógeno (N) y fósforo (P) en

las hojas, y producen tejidos de baja densidad (por ejemplo, hojas poco escleromorfas y maderas poco densas) (Villar *et al.* 2004; Reich 2014).

La duración del establecimiento depende de las características abióticas de la estación, siendo especialmente importante las condiciones meteorológicas del periodo limitante (el verano o la estación seca en climas mediterráneos y tropicales secos, respectivamente y el invierno en alta montaña, climas boreales y zonas marcadamente continentales) durante al menos el primer y segundo año después de la plantación. Posiblemente también dependa de la ecología de las especies, las propiedades del suelo, y de las actuaciones realizadas en la repoblación, como la preparación del suelo (ver capítulo 14), la calidad de planta, el riego (ver capítulo 19) o el método de repoblación (ver capítulo 10). Para poder aportar información sobre los determinantes de la duración del establecimiento, se ha recopilado para este capítulo información cuantitativa de 25 artículos publicados y de tres bases de datos no publicadas sobre 30 especies de árboles y arbustos, casi todos nativos de España. La mayoría de los trabajos revisados son estudios en clima mediterráneo. Sólo se han seleccionado trabajos que mostraran la evolución de la supervivencia durante al menos tres periodos de crecimiento (3 años) y, además, que tuvieran un seguimiento demográfico de la plantación de al menos una vez al año. Para calcular la duración del establecimiento se debe considerar que la dinámica habitual de la supervivencia de la población de plantas en una repoblación consiste en una fuerte reducción inicial para después, pasado un umbral de tiempo, estabilizarse, es decir, que en el medio plazo la supervivencia se reduce muy poco (ver ejemplo en figura 3.6). La hipótesis es que el momento de estabilización de la supervivencia es indicativo de que las plantas han alcanzado un grado de desarrollo

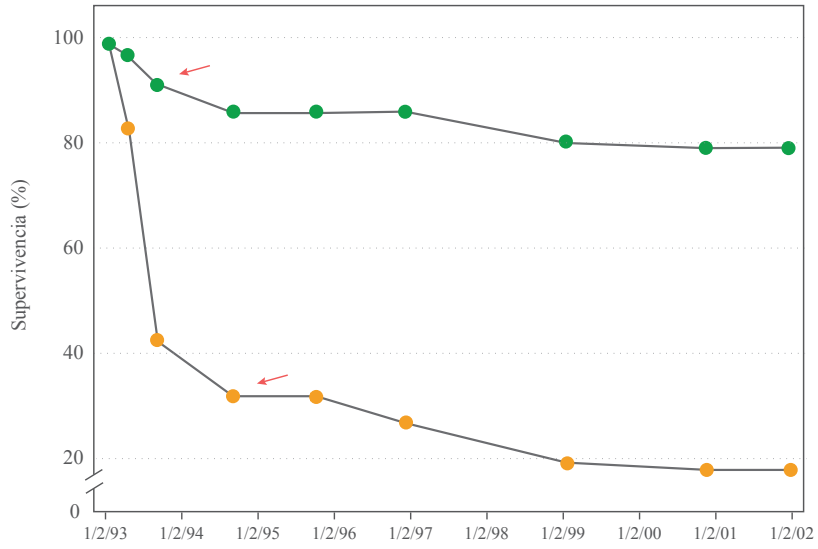


Figura 3.6. Reducción con el tiempo de la supervivencia de una plantación de *Acacia salicina* en la que los brinzales fueron cultivados en el vivero con dos regímenes de fertilización contrastados. Las flechas representan el final del periodo de establecimiento según los criterios explicados en el texto. Los detalles del experimento pueden consultarse en Oliet *et al.* (2005).

y vigor tales que son capaces de resistir los principales factores de estrés de su hábitat. Es decir, que se han establecido. Se ha considerado que una población estaba establecida si durante dos periodos de crecimiento (2 años) consecutivos la supervivencia se reducía como máximo un 10% del contingente del periodo inmediatamente anterior en cada periodo de crecimiento. El tiempo de establecimiento se ha calculado como la diferencia entre la fecha en la que se estabiliza la supervivencia y la fecha de plantación. A partir de los datos extraídos, se ha analizado la influencia de diversas situaciones ambientales y de forestación en la duración del establecimiento.

En el conjunto de la base de datos, la duración media del establecimiento es de 13,2 meses (mediana =9,0 meses; mínimo y máximo = 2,5 y 34 meses, respectivamente) (figura 3.7a). Cuando la preparación del suelo es inexistente porque la población se ha establecido por regeneración natural o bien es de poca profundidad (≤ 40 cm), la siembra, tanto por dispersión natural como la artificial, mostró un tiempo de establecimiento mayor que la plantación. Dentro del gradiente de aridez que hemos podido estudiar, la diferencia entre siembra y plantación se aprecia especialmente en las estaciones más secas, es decir los lugares con la ratio de precipitación anual / temperatura media anual (Índice P/T) más baja. A medida que la aridez se reduce, la diferencia entre ambos métodos de repoblación disminuye, debido especialmente a la reducción del tiempo de establecimiento en la siembra (figura 3.7b).

La profundidad de la preparación del suelo también afecta el tiempo de establecimiento, pero depende de la aridez de la estación de repoblación. Cuando se acotan los estudios a aquellos casos en los que el método de repoblación fue la plantación, nuestros datos indican que, en las estaciones más secas, la duración del establecimiento no presentó diferencias significativas entre preparaciones del suelo profundas (> 40 cm) y preparaciones poco profundas (≤ 40 cm) (figura 3.7c). Es importante señalar que no se ha podido comparar el efecto de las profundidades de preparación del suelo en estaciones cuyo índice P/T fuese < 35, ya que los trabajos publicados en dichas estaciones sólo usaron preparaciones de suelo profundas. Las preparaciones del suelo profundas redujeron claramente el tiempo de establecimiento cuando el clima es poco o moderadamente seco. Estos datos no invalidan las evidencias experimentales publicadas que demuestran claramente que la tasa de supervivencia en medio secos y semiáridos tiende a ser mayor cuando las preparaciones del suelo son más profundas (Navarro Cerrillo *et al.* 1997; González Barberá *et al.* 2004; Navarro *et al.* 2005; Jelić *et al.* 2016). Es posible que la falta de diferencias de tiempo de establecimiento entre preparaciones del suelo profundas y superficiales en zonas secas y semiáridas pueda deberse a que los pocos supervivientes que quedan cuando se usan preparaciones del suelo superficiales han podido crecer sus raíces en diaclasas profundas sin la ayuda de la preparación del suelo o enraizar en bolsas de tierra que a menudo se encuentran en los suelos forestales. En estos casos el tiempo de establecimiento podría no verse afectado por la preparación del suelo.

La calidad de la planta puede condicionar la duración del establecimiento. Por ejemplo, plantas poco fertilizadas en vivero suelen tener periodos de establecimiento más prolongados que las plantas que han recibido una fertilización moderada y alta (figura 3.6). No se han encontrado diferencias entre las especies caducifolias y perennifolias ni tampoco entre las coníferas y el resto de las especies.

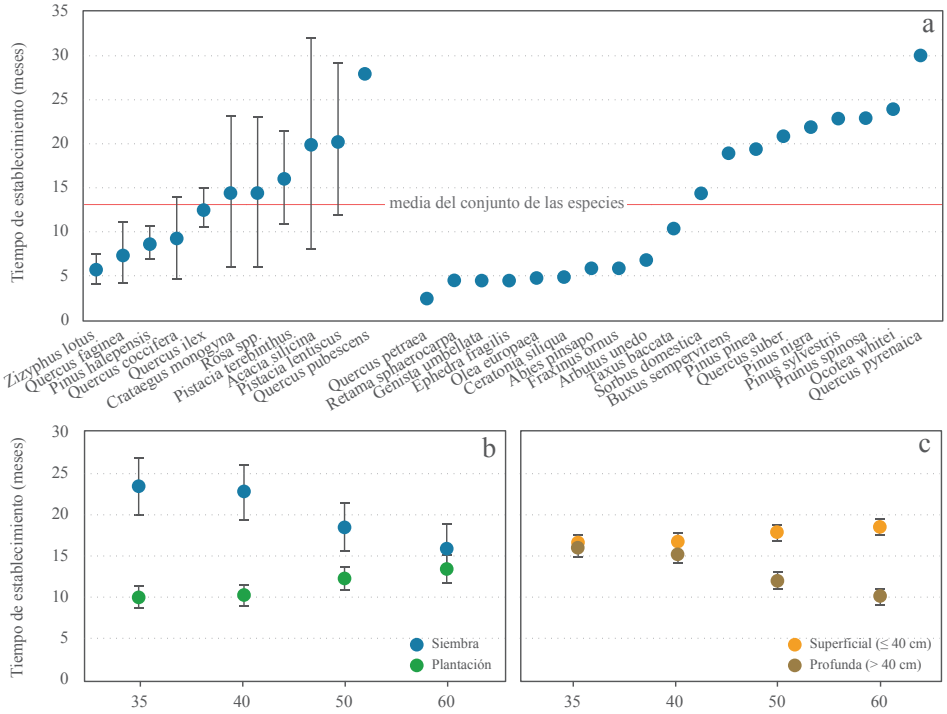


Figura 3.7. Diferencias del tiempo de establecimiento de repoblaciones forestales según a) el taxón (a la izquierda se agrupan especies para las que se dispone de varios casos de estudio; a la derecha, aquellas para las que sólo existe un dato, que debe tomarse con cautela), b) el método de repoblación (siembras vs. plantación) y c) la profundidad de la preparación del suelo (profunda *vs*. superficial) en plantaciones a lo largo de un gradiente de aridez (Precipitación / Temperatura media anual de la estación) (datos medios ± 1 error estándar) (fuente: datos personales de los autores y Castro *et al.* 2004; Villar-Salvador *et al.* 2004; Oliet *et al.* 2005; De Simón-Navarrete *et al.* 2006; Castro *et al.* 2006; Navarro *et al.* 2006; Jiménez *et al.* 2007; Chirino *et al.* 2009; Oliet *et al.* 2009; Padilla *et al.* 2009; Padilla y Pugnaire 2009; Ramírez-Valiente *et al.* 2009; Siles *et al.* 2010; Prévosto *et al.* 2011; Oliveira *et al.* 2011; Oliet *et al.* 2012; Villar-Salvador *et al.* 2013; Calama *et al.* 2014; Alday *et al.* 2015; Nicolás Peragón *et al.* 2015; Gavinet *et al.* 2016a; Jelić *et al.* 2016; Oliet *et al.* 2016; Gavinet *et al.* 2016b; Andivia *et al.* 2018).

2.3. La etapa de transición

Se inicia una vez que las plantas se han establecido. La etapa de transición se caracteriza porque la vegetación espontánea invade nuevamente el lugar tras recuperarse de la perturbación producida por la preparación del terreno y comienza a interactuar de manera significativa con la vegetación introducida que, tras el estrés sufrido durante el establecimiento, también acelera su crecimiento (Grossnickle 2018). En este momento, la vegetación espontánea puede establecer interacciones de competencia y facilitación con la introducida en la repoblación (ver capítulos 5 y 15). El paradigma de

la técnica repobladora tradicionalmente ha considerado el predominio de los efectos competitivos de la vegetación espontánea sobre el repoblado (Ramos 1965; Navarro Garnica 1975; García Salmerón 1995; McCarthy *et al.* 2011). Esta idea deriva, en parte, de la experiencia acumulada entre plantas en los ecosistemas en los que la competencia es a menudo la interacción predominante como sucede en los biomas templado-húmedos (Gómez-Aparicio 2009, Löf *et al.* 2019). También proviene de la consideración de que todos los tipos de plantas interaccionan entre sí del mismo modo y obvia que la naturaleza de las interacciones entre plantas son dinámicas en el tiempo y son contexto-dependientes (Gómez-Aparicio 2009, He *et al.* 2013). Todo ello dificulta la prescripción de medidas adaptadas a las situaciones específicas de cada repoblación. Por lo tanto, se requiere un conocimiento más profundo de los efectos de la vegetación espontánea, las diferencias entre los tipos de vegetación y su interacción con las condiciones ambientales del lugar de repoblación. Algunos de estos aspectos se desarrollan en la sección 4.7 de este capítulo.

A diferencia de algunos factores ambientales abióticos, la competencia es un factor ambiental biótico cuyos efectos pueden controlarse en gran medida con la preparación del terreno o los cuidados culturales posteriores (ver capítulo 15). Por ello, la mortalidad del repoblado durante el arraigo y el establecimiento suele estar mayoritariamente provocada por los factores ambientales abióticos, mientras que la competencia durante estas etapas puede interactuar con aquellos y retrasar el establecimiento, pero por lo general, no suele ser el principal factor de mortalidad. Por tanto, si bien la vegetación espontánea como factor ecológico puede interactuar con la repoblada desde el arraigo (de hecho, el uso de la facilitación lo persigue de manera explícita), la incidencia de este factor en su componente competidora no comienza a ser importante hasta que los efectos de la preparación del terreno sobre la vegetación espontánea y los de los cuidados durante el establecimiento (ver capítulo 19) se desvanecen, lo que inicia la etapa de transición. Durante esta etapa, y si los cuidados culturales posplantación han sido insuficientes, puede producirse un retraso en el crecimiento de algunas plantas introducidas o incluso en ocasiones, puede provocarse cierta mortalidad. Por ello, durante la transición, los individuos introducidos no son aun totalmente independientes de los cuidados culturales. Cuando se produce el cierre de copas o se alcanza el tamaño suficiente para superar en talla, desarrollo radical y capacidad competitiva a la vegetación espontánea, la supervivencia del repoblado ya no depende de los cuidados culturales, por lo que se dice que las plantas son autónomas (figura 3.1). La consecución de este grado de autonomía suele identificarse en selvicultura con la superación de la clase natural de edad de "repoblado", que termina cuando la talla de las plantas llega a 1,30 m de altura o bien cuando se produce la tangencia de copas en la masa (Serrada 2011). El tiempo que una repoblación tarda en adquirir su autonomía varía con numerosos factores como la velocidad de crecimiento de la vegetación espontánea respecto de la introducida, la calidad de estación, el tipo e intensidad de cuidados culturales practicados, etc. En ámbitos mediterráneos, este tiempo suele ser por término medio de unos cinco años, valor derivado de la observación empírica y aceptado en la regulación normativa de las subvenciones a forestación, que conceden periodos de esta duración para financiar los tratamientos culturales posplantación (por ejemplo, en Junta de Castilla y León 2015).

3. Procesos ecofisiológicos relevantes durante las etapas de arraigo, establecimiento y transición

La superación de las etapas iniciales de la repoblación depende de que el material forestal tenga la capacidad de crecer una vez instalado en el campo. El crecimiento es el resultado de una serie de procesos fisiológicos fundamentales que se retroalimentan: 1) la fotosíntesis, que aporta los carbohidratos necesarios para la construcción celular y la respiración; 2) la turgencia celular, que permite la regulación de la apertura estomática y la elongación de las células; y 3) la removilización de las reservas de nutrientes minerales y carbohidratos que satisfacen la demanda de estos compuestos de los tejidos en crecimiento (figura 3.8). La reducción moderada del potencial hídrico durante el arraigo y el establecimiento disminuye la turgencia de las células afectando a dos procesos fisiológicos fundamentales. Por un lado, reduce la fotosíntesis debido al cierre de los estomas, mecanismo que usan las plantas para reducir la transpiración y evitar su desecación. El precio que pagan por ello las plantas es la reducción de la producción de carbohidratos necesarios para su crecimiento y mantenimiento. Por otro lado, la reducción de la turgencia de las células impide que alcancen su tamaño potencial (Hsiao 1973; Turner 1986) afectando negativamente el tamaño final de los órganos y, por tanto, el de la planta.

Las reservas de carbohidratos y nutrientes minerales almacenados en los tejidos de la planta también contribuyen al crecimiento de los nuevos órganos. Las reservas son movilizadas desde todos los órganos hacia los puntos de crecimiento en un proceso denominado removilización (Millard y Grelet 2010; Villar-Salvador *et al.* 2015). La cantidad de sustancias que son removilizadas para apoyar el crecimiento depende en gran medida del tamaño de las reservas. Mayor cantidad de reservas implica mayor removilización y, por tanto, mayor crecimiento de los órganos (Millard y Grelet 2010) (figura 3.8). La removilización es un proceso poco influido por el estrés hídrico, siempre que sea moderado, y por otros factores ambientales abióticos (Vizoso *et al.* 2008; Millard y Grelet 2010; Wang *et al.* 2019). No obstante, cuando la absorción de nutrientes del suelo no satisface la demanda de nutrientes de la planta, por ejemplo, cuando el suelo está muy frío, es poco fértil o el desarrollo radical es aún limitado, el crecimiento de los órganos vegetales dependerá fuertemente de la removilización de las reservas (Silla y Escudero 2003). De ahí la importancia que los brinzales plantados tengan un nivel elevado de reservas de nutrientes y carbohidratos al abandonar el vivero.

La contribución de las reservas de carbohidratos y nutrientes minerales al crecimiento de las plantas varía entre especies, pero también según el momento de desarrollo ontogenético y el tipo de órgano. Durante el arraigo de los árboles perennifolios, las raíces finas nuevas emitidas poco después de la plantación dependen poco de la removilización de las reservas. Concretamente, la removilización de las reservas supone el 15% del carbono (C) y N de las raíces finas durante el arraigo en coníferas, mientras que en los planifolios las reservas aportan el 40% del C y el 20% del N (Uscola *et al.* 2015; Villar-Salvador *et al.* 2015). Por lo tanto, la capacidad fotosintética de la planta tras la plantación es un factor importante para el arraigo. A diferencia de las leñosas perennifolias, las caducifolias tienen una mayor dependencia de las reservas de carbohidratos y nutrientes minerales para la producción de raíces finas durante el arraigo. En general, las raíces finas que se

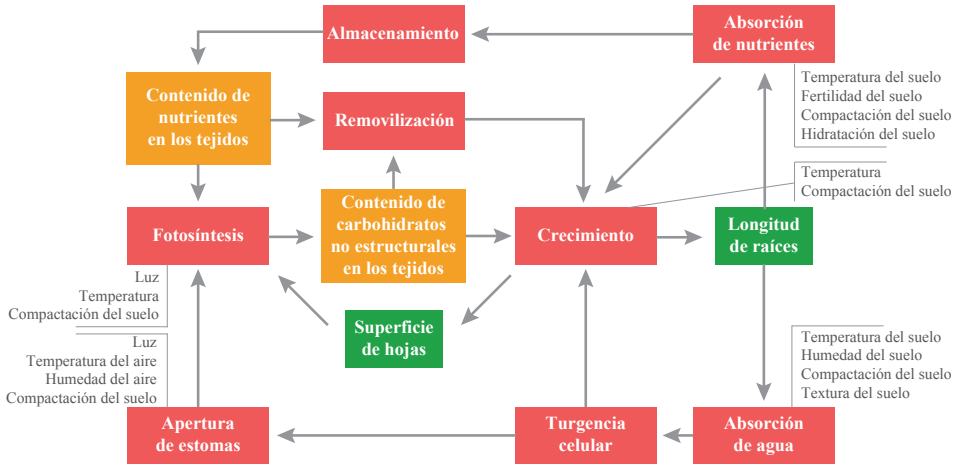


Figura 3.8. Modelo conceptual que muestra la relación entre los principales procesos fisiológicos (cajas rojas) durante el arraigo y establecimiento y el crecimiento de las raíces y la parte aérea en las plantas (cajas verdes). Los estados fisiológicos de las plantas se señalan en cajas color naranja. Se indican, asimismo, los principales factores ambientales abióticos que condicionan los diferentes procesos fisiológicos.

producen en el arraigo suponen un minúsculo sumidero de nutrientes en comparación con la demanda de nutrientes que requieren las hojas o los tallos durante su crecimiento en primavera (Villar-Salvador *et al.* 2015). En consecuencia, es esperable que las diferencias en la fertilidad del suelo tengan en general un efecto pequeño sobre el crecimiento de las raíces finas durante el arraigo.

Durante el establecimiento, las plantas incrementan notablemente la demanda de recursos para el crecimiento, al sumarse al de las raíces el crecimiento de las hojas y tallos. En esta etapa, la importancia de la removilización en el crecimiento se eleva significativamente con respecto a la de arraigo. Concretamente, entre el 45 y el 80% del N y entre el 30 y el 45% del C contenido en las hojas y tallos nuevos proviene de las reservas de la planta, y esta dependencia es especialmente elevada durante el primer mes de crecimiento (Villar-Salvador *et al.* 2015). Otros nutrientes distintos al N, pero que también son esenciales durante el crecimiento, son también removilizados en grandes cantidades. Por ejemplo, en *P. sylvestris*, la removilización de K y Mg aportó el 82 y 52%, respectivamente de la demanda de estos nutrientes para el crecimientos de los brotes (Proe *et al.* 2000).

El crecimiento de nuevas hojas en primavera afecta positivamente el crecimiento durante la etapa de establecimiento por el incremento de la superficie fotosintéticamente activa de la planta (figura 3.8). Además, las nuevas hojas son fotosintéticamente más activas que las viejas (Escudero y Mediavilla 2003). Asimismo, la extensión de las raíces incrementa la absorción de nutrientes del suelo que la planta puede utilizar para la fotosíntesis, el nuevo crecimiento de sus órganos y reponer las reservas de nutrientes previamente removilizados.

La reducción intensa y prolongada del potencial hídrico de la planta puede desembocar en su muerte a través de dos mecanismos. El primero, y más importante, por disfunción hidráulica debido a la formación masiva de embolias en los conductos del xilema que transportan el agua a lo largo de la planta (Kavanagh y Zaerr 1997; Valladares *et al.* 2004). El segundo mecanismo de muerte, y menos frecuente, es por inanición de carbono. Este fenómeno sucede cuando las plantas mantienen los estomas cerrados durante períodos muy prolongados para reducir las pérdidas de agua (McDowell *et al.* 2008), respuesta que anula la fotosíntesis y fuerza a la planta a depender de las reservas de carbohidratos. El consumo de la mayor parte de sus reservas de carbohidratos, impide a la planta mantener su metabolismo basal, entre otros procesos fisiológicos claves para la supervivencia de la planta.

4. Factores ambientales que condicionan la repoblación forestal

Atendiendo a los principales procesos fisiológicos que afectan el crecimiento, los factores ambientales que más inciden en el desarrollo de las plantas en las primeras etapas de vida en las repoblaciones son los siguientes:

4.1. Humedad del suelo.

La cantidad de agua en el suelo afecta al grado de hidratación de la planta y, de este modo, a la fotosíntesis y a la elongación celular. También afectará la disponibilidad de nutrientes a través de la mineralización de la materia orgánica del suelo por la comunidad microbiana y la absorción pasiva de nutrientes por las raíces mediante flujo de masa arrastrados con la corriente de transpiración (Minogue *et al.* 1991) (figura 3.8). En ambientes mediterráneos, el estrés hídrico al que se ven sometidas las plantas por la sequía estival generalmente frena el crecimiento de las raíces y de la parte aérea (Leshem 1970; Riedacker 1986; López *et al.* 1998). El nivel de humedad edáfica por debajo del cual cesa el crecimiento radical depende de múltiples factores, como la especie o la temperatura (Sword Sayer *et al.* 2005), pero en general, las especies de ambientes más secos pueden regenerar raíces a niveles menores de humedad (Kaushal y Aussenac 1989).

La humedad edáfica depende de múltiples factores como el clima, la textura y profundidad del suelo y la vegetación que se asienta sobre el suelo. Precipitaciones elevadas y regulares permiten mantener niveles más elevados y constantes de humedad en el perfil del suelo. En general, en climas moderadamente secos y mésicos, los suelos con textura arcillosa, franco arcillosa y limosa tienen mayor capacidad de almacenar agua que los suelos de textura gruesa (arenosos, franco arenosos) (Noy-Meir 1973). Estos suelos de textura fina tienen sin embargo el inconveniente de que la percolación e infiltración del agua es baja y en consecuencia se encharcan más fácilmente en situaciones de alta precipitación, lo que puede generar asfixia radicular. El papel de la textura del suelo en la humedad del suelo y el establecimiento de la vegetación en climas semiáridos y áridos puede diferir del patrón descrito para climas moderadamente secos y mésicos. Puede darse la paradoja de que en climas áridos la vegetación se desarrolle mejor sobre suelos con abundante arena. La razón de ello es que, a pesar de que la textura arenosa no retiene bien el agua, en cambio permite su rápida infiltración y acumulación en profundidad, sirviendo de reserva para la vegetación en los períodos secos. En este contexto climático, los suelos muy arcillosos

no facilitan la infiltración en profundidad y, debido a la alta evapotranspiración, una parte muy importante de la lluvia se puede perder por evaporación desde los horizontes superficiales del suelo. Además, en comparación con los suelos de textura más franca, la elevada capacidad de retención de agua de los suelos de textura arcillosa dificulta su cesión a las plantas cuando el suelo se deseca fuertemente (Morris y Campbell 1991). En este sentido, Serrasoles y Alloza (2004) observaron que la supervivencia del repoblado de *P. halepensis* y *Q. ilex* en la Comunidad Valenciana se redujo en aquellas localidades con suelos abundantes en las fracciones más finas (< 20 μm, arcillas y limos finos). Al mismo tiempo, las texturas arcillosas tienen una menor aireación que provoca un efecto limitante del desarrollo radicular, variable con especies, al limitar la capacidad respiratoria. El umbral de precipitación en el que los suelos de textura franca a arenosa son ventajosos está en el rango de 300 a 500 mm (Noy-Meir 1973).

La pedregosidad también reduce la capacidad de almacenar agua al disminuir el volumen útil del suelo. No obstante, una mayor pedregosidad en superficie puede reducir la escorrentía y la evaporación y aumentar la infiltración si las piedras están en niveles subsuperficiales (Serrasoles y Alloza 2004; Jiménez *et al.* 2016), compensando la reducción de volumen útil del suelo. Cada vez hay más evidencias de que algunos tipos de rocas como las calizas y los yesos pueden retener agua en su estructura que puede ser usada por las plantas (Querejeta *et al.* 2007; Palacio *et al.* 2014; Nardini *et al.* 2021) y, por tanto, deberían ser consideradas a la hora de estimar el agua realmente útil para la vegetación. La capacidad de almacenar agua también se incrementa con la profundidad del suelo ya que condiciona el volumen útil y el agua puede quedar retenida en horizontes inferiores poco accesibles por las raíces de las plantas más pequeñas y la evaporación. En muchos suelos aparentemente poco profundos, la roca madre está fuertemente fisurada, lo que facilita la infiltración de agua y el crecimiento de las raíces en profundidad. En estos casos, la profundidad "funcional" sería mayor que la habitualmente medida (Noy-Meir 1973). Los suelos con elevada capacidad de almacenar agua pueden reducir el estrés hídrico de las plantas durante los periodos de sequía y por tanto facilitar el establecimiento. Así, en repoblaciones de la Comunidad de Valencia se ha observado que la supervivencia tiende a ser mayor sobre las margas que sobre calizas a pesar de que éstas forman suelos de mayor calidad. La diferencia se ha atribuido principalmente a la mayor profundidad de las margas (Serrasoles y Alloza 2004) y a la mayor capacidad de las margas de ceder agua a las plantas que las calizas por su menor proporción en arcillas (Vilagrosa 2002).

Finalmente, la humedad en el suelo dependerá de la vegetación espontánea que acompaña al repoblado. Normalmente dicha vegetación reduce la humedad, pero un buen número de árboles y arbustos, especialmente los que desarrollan raíces profundas, puede aumentar muy localmente la humedad en los horizontes superficiales del suelo gracias al fenómeno de la redistribución hidráulica. Este proceso consiste en el movimiento de agua desde los puntos más húmedos del suelo hasta los más secos usando como cauce las raíces. El ejemplo más conocido es el ascenso hidráulico, por el cual la planta toma agua de los horizontes profundos del suelo y la exudación por las raíces localizadas en los horizontes superficiales del suelo durante la noche, tras el cierre estomático (Caldwell *et al.* 1998). El incremento neto de la humedad en el suelo debido al ascenso hidráulico dependerá del consumo de agua superficial que haga la planta. El aumento de la humedad edáfica no sólo beneficia a la propia planta que desarrolla este mecanismo, sino que también

puede favorecer el crecimiento, absorción de nutrientes y supervivencia de otras plantas acompañantes (Liste y White 2008; Prieto *et al.* 2012). El ascenso hidráulico se considera como uno de los mecanismos de facilitación que pueden ejercer algunos arbustos sobre el repoblado y es un fenómeno bien contrastado en zonas secas con la presencia simultánea de niveles freáticos al alcance de las raíces de algunas especies que realizan así esta función de redistribución del agua (Schulze *et al.* 2005).

4.2. La compactación del suelo

La elevada compactación del suelo reduce el crecimiento y la supervivencia de las plantas (Conlin y van den Driessche 1996; Bulmer y Simpson 2005) de una forma directa al aumentar la resistencia del suelo a la penetración mecánica de las raíces, pero también de una forma indirecta al reducir la porosidad y la infiltración de agua (Unger y Kaspar 1994; Kozlowski 1999). Estos cambios en el suelo tienen un profundo efecto sobre la disponibilidad de recursos esenciales para la planta como la cantidad de agua, oxígeno y nutrientes (Unger y Kaspar 1994). La compactación del suelo reduce la capacidad fotosintética y la absorción de nutrientes (figura 3.8), procesos claves en el crecimiento y supervivencia de las plantas. Asimismo, la presencia de horizontes compactados en niveles subsuperficiales, como las suelas de labor, pueden favorecer el encharcamiento ante eventos intensos de lluvia generando asfixia radical (Kozlowski 1999). La baja disponibilidad de oxígeno reduce el crecimiento y actividad fisiológica de las raíces, lo que afecta negativamente el funcionamiento del resto de la planta. La falta de aireación ralentiza la acción de descomposición de los microorganismos, reduciendo la fertilidad del suelo (figura 3.8). Por el contrario, la baja infiltración de los horizontes compactados disminuye la humedad de los horizontes profundos del suelo. Estas condiciones deben orientar los objetivos y modos de la preparación del suelo mediante acciones mecánicas.

4.3. Fertilidad edáfica

La fertilidad edáfica como factor ecológico se define, en sentido estricto, como la abundancia de nutrientes minerales esenciales de un suelo (Alía Miranda *et al.* 2005). Entre la fertilidad del suelo y la disponibilidad real de nutrientes para la planta existe una compleja red de interacciones entre factores, tales como la concentración de iones en la solución del suelo, la tasa de mineralización de la materia orgánica, el tipo y actividad de la comunidad microbiana (saprófita, fijadora de N y micorrícica), la abundancia de materia orgánica, la humedad, textura y estructura del suelo o la extensión del sistema radical (Jokela *et al.* 1990). La disponibilidad de nutrientes se relaciona directamente, en ausencia de otros factores limitantes, con el crecimiento de las plantas (Ingestad y Lund 1986). Si bien existe una familia de nutrientes minerales esenciales amplia, dividida en macro y micronutrientes, en la mayoría de los casos los que generan limitaciones en los suelos son los macronutrientes más demandados en el crecimiento, en concreto el N, P o el potasio (K) (Rook 1991; Serrada 2011; Marschner 2012). La fertilidad del suelo durante las primeras etapas del repoblado no suele un ser factor determinante del desarrollo de la mayoría de las plantaciones (Morris y Campbell 1991), especialmente en zonas secas como la mayoría de las mediterráneas, donde el factor más limitante es el agua. Además, el pequeño tamaño de las plantas recién instaladas implica una demanda baja de nutrientes, especialmente durante el arraigo. Por ejemplo, las plantaciones de pinos del

sur de Estados Unidos demandan menos de 1 kg ha^{-1} durante el primer año de N, y menos de 0,5 kg de P y K (Gholz *et al.* 1985). Además, las labores de preparación del terreno previas a la plantación favorecen coyunturalmente la fertilidad, ya que dichas actuaciones suelen provocar incrementos en la temperatura, humedad y aireación superficiales del suelo, así como promover la mezcla con el suelo mineral de la materia orgánica o de los restos frescos de vegetación eliminada, contribuyendo a la liberación rápida de nutrientes (Löf *et al.* 2012). Todo ello explica la respuesta nula o incluso negativa (por el incremento de la salinidad y/o toxicidad de los nutrientes aportados) a la fertilización mineral en repoblación durante el primer año, especialmente en áreas secas (Oliet *et al.* 2003; Fuentes *et al.* 2010; Piñeiro *et al.* 2013). Sólo ciertos tratamientos que pueden entrar en la categoría de enmiendas orgánicas pueden producir mejoras en la respuesta de repoblados en zonas secas y semiáridas, siempre que estén convenientemente compostados y las dosis sean moderadas (Fuentes *et al.* 2010). Las enmiendas orgánicas también pueden ser beneficiosas en zonas en las que los suelos tienen especiales limitaciones físicas y químicas como suele ocurrir en los espacios mineros y canteras (Luna *et al.* 2018).

La incidencia de la fertilidad como factor ecológico es compleja y puede ser más o menos intensa en función, entre otros factores, del nutriente en cuestión o de la etapa del repoblado (arraigo, establecimiento o transición). Durante el arraigo, las primeras raíces, aunque de gran importancia funcional para la conexión hidráulica de la planta al suelo, tienen una masa mínima por lo que la planta demanda muy poca cantidad de nutrientes para su construcción, y éstos son suministrados con facilidad por el suelo, por la removilización de las reservas de la planta (Villar-Salvador *et al.* 2015) o incluso por los nutrientes contenidos en el cepellón (Timmer y Teng 2004). Por tanto, la fertilidad edáfica no debe afectar sensiblemente a la superación de la etapa de arraigo. Conforme avanza la primavera y el verano, el crecimiento radical y, sobre todo, el de nuevos brotes aéreos, demandan mayor cantidad de nutrientes (Uscola *et al.* 2015). Por ejemplo, las plantas de pino carrasco de una savia en vivero pueden demandar del orden de 30 a 80 mg de N por individuo durante el establecimiento en una plantación en área mediterránea seca, y la encina de 5 a 30 mg (Cuesta *et al.* 2010). Como se ha explicado previamente, una parte importante de dicha demanda se satisface con la removilización de las reservas de nutrientes de la planta. Sin embargo, debido a que la demanda de nutrientes es mucho mayor que en el arraigo, la baja capacidad de exploración del sistema radical en los primeros meses de establecimiento puede limitar la absorción de nutrientes, particularmente aquellos con escasa movilidad como el P, pudiendo agravarse este efecto si el suelo está seco (Morris y Campbell 1991; Grossnickle 2000). Así, una baja fertilidad edáfica podría dificultar el establecimiento o, al menos, reducir el crecimiento aéreo y radical, con efectos negativos subsecuentes. En el caso de la encina, por ejemplo, la infertilidad del suelo ralentiza especialmente al crecimiento de nuevos brotes aéreos tras el trasplante (Oliet *et al.* 2009). Sin embargo, los suelos forestales y los antiguos terrenos agrícolas suelen albergar fertilidad suficiente (Delgado-Baquerizo *et al.* 2011; Serrada 2011) para suministrar las demandas del repoblado, por lo que, junto con la removilización de nutrientes de zonas internas de reserva (Silla y Escudero 2003), es poco probable que ocurran mortalidades altas durante el establecimiento atribuibles a una baja fertilidad.

Durante la etapa de transición, la fertilidad edáfica puede afectar de manera compleja la respuesta del repoblado. La vegetación espontánea reduce la disponibilidad de nutrientes para las plantas introducidas (Cuesta *et al.* 2010). En suelos fértiles, el repoblado acelera

su crecimiento, pero también lo hace la vegetación espontánea, que puede ejercer así un importante efecto competidor sobre los nutrientes. Por tanto, los suelos de gran fertilidad suelen requerir con mayor necesidad tratamientos de eliminación de competencia para evitar interacciones negativas con la vegetación (Minogue *et al.* 1991). Debido al patrón exponencial de crecimiento de las plantas introducidas, las demandas nutricionales crecen también con ese patrón (Ingestad y Lund 1986), siendo máximas en la fase de expansión de copas y antes de su tangencia (Jokela *et al.* 1990; West 2014). En estas etapas de rápido crecimiento, la disponibilidad de nutrientes puede constituir un factor ecológico de vital importancia para la regulación del crecimiento (West 2014), y en estos casos la fertilización puede contribuir significativamente a la producción de madera. Sin embargo, dicha operación sólo encuentra sentido en plantaciones con objetivos preferentemente productores con un retorno probable de la inversión (Smethurst 2010; ver también capítulo 20).

La incidencia de la fertilidad puede variar en función de la especie o del nutriente considerado. Así, algunas especies de plantas tienen diferente plasticidad para modular la removilización de reservas internas en función de la disponibilidad edáfica (Villar-Salvador *et al.* 2015), con lo que la fertilidad afectará en menor medida a las especies con mayor capacidad para removilizar sus nutrientes. Asimismo, elementos como el P pueden ser limitantes en suelos calizos y afectar el desarrollo de especies como la encina (Pascual *et al.* 2012). El P es un elemento cuya baja disponibilidad en el suelo lo convierte en factor limitante con más frecuencia que otros nutrientes que se demandan en mayor cantidad como el N, aunque su carácter limitante tiene un carácter muy específico (Sardans *et al.* 2004).

4.4. Temperatura del aire y del suelo

Como otros organismos ectotermos, las plantas dependen del calor del ambiente para mantener su actividad metabólica. Por ello, si no hay limitaciones hídricas en el suelo, la temperatura del aire y la del suelo afectan profundamente el crecimiento de la planta (figura 3.8). Para la mayoría de los árboles y arbustos de biomas templados, las fuertes variaciones estacionales del crecimiento de las raíces son, en buena medida, el resultado de los cambios de temperatura del suelo y el aire. La actividad radical se ralentiza hacia la segunda mitad del otoño con la reducción de la temperatura del aire y el suelo y el acortamiento del día. Todos estos factores ambientales reducen la fotosíntesis, que como se ha explicado previamente, contribuye de manera importante al crecimiento corriente de la planta. La temperatura umbral del suelo de cese del crecimiento radical varía entre especies, pero como regla general oscila entre los 3 y 10 ºC, siendo este valor un poco más elevado para las plantas subtropicales y tropicales. Del mismo modo, la temperatura óptima del crecimiento de las raíces para la mayoría de las plantas oscila entre los 20 y 30 ºC (tabla 3.1).

Las temperaturas del aire más extremas suelen registrarse cerca o en la superficie del suelo (Kolb y Robberecht 1996; Schulze *et al.* 2005) por lo que las plantas más jóvenes están más expuestas a las temperaturas extremas que los individuos de mayor talla. Además, la sensibilidad a las temperaturas extremas varía con la ontogenia y entre órganos de la planta; para el mismo órgano es mayor en los juveniles que en los adultos y menor en las hojas y yemas que en las raíces (Larcher 2003; Toca *et al.* 2018). Por lo tanto, los individuos jóvenes en repoblaciones recién instaladas son más vulnerables al estrés térmico que los individuos más grandes de repoblaciones ya consolidadas (Scowcroft y Jeffrey 1999; Marias *et al.* 2017).

Tabla 3.1. Recopilación de temperatura mínima y óptima del suelo para el crecimiento de las raíces de algunas especies de árboles. Los datos entre paréntesis reflejan valores que difieren notablemente entre trabajos para la misma especie.

Especie	Temperatura mínima (ºC)	Temperatura óptima (ºC)	Fuente
Abies alba	3-4	32	Lyr y Hoffmann 1967; Riedacker 1976
Alnus glutinosa	3-4		Álvarez-Uria y Körner 2007
Betula pendula	3		Álvarez-Uria y Körner 2007
Fagus sylvatica		24	Riedacker 1976
Fraxinus excelsior		30	Riedacker 1976
Opuntia ficus-indica	12	27-30	Drennan y Nobel 1998
Picea abies	3-4	26	Riedacker 1976; Álvarez-Uria y Körner 2007
Pinus cembra	5		Álvarez-Uria y Körner 2007
Pinus halepensis	4-5 (10)		Corchero de la Torre *et al.* 2002; Valle *et al.* 2005
Pinus pinea	4-5		Valle *et al.* 2005
Pinus nigra	5 (12)		Sutton 1969; Andivia *et al.* 2019
Pinus radiata	11		Andersen *et al.* 1986
Pinus sylvestris	3-5 (12)	20	Lopushinsky y Max 1990; Álvarez-Uria y Körner 2007; Andivia *et al.* 2019
Populus tremuloides	>5		Wan *et al.* 1999
Pseudotsuga menziesii	>5	20	Lopushinsky y Max, 1990
Quercus ilex	5-10		López *et al.* 1998; Corchero de la Torre *et al.* 2002

Las heladas dañan las plantas a través de varios mecanismos (Sakai y Larcher 1987; Lambers *et al.* 2008). Uno de ellos se produce debido a un cambio intenso del volumen de las células que a menudo conlleva roturas en las membranas celulares. Este fenómeno ocurre tras la salida masiva del agua del interior de la célula cuando se congela el agua de los espacios intercelulares. Un segundo mecanismo es la formación masiva de embolias en los conductos del xilema. Consiste en la formación y expansión de burbujas que bloquean el paso de agua por los conductos del xilema hacia los órganos que quedan detrás de la embolia. A menudo las plantas pueden deshacer las embolias, pero si no lo consiguen pueden desecarse parcialmente y, en casos severos, morirse (Mayr *et al.* 2003; 2006). Las plantas perennifolias potencialmente pueden ser más vulnerables a las embolias causadas por las heladas que las caducifolias por mantener la capacidad de transpirar en invierno, fenómeno que propicia la expansión de las burbujas formadas en los conductos del xilema. Un tercer mecanismo de daño de las heladas ocurre cuando el suelo permanece congelado durante períodos prolongados. Ello dificulta la absorción de agua por las raíces lo que puede causar estrés hídrico a la planta si la parte aérea mantiene una transpiración apreciable, como puede suceder los días soleados del invierno. Finalmente, en zonas con fuertes heladas, la congelación nocturna repetida de las capas superficiales del suelo y su descongelación durante el día produce el abombamiento del suelo que puede llegar a descalzar las plantas con insuficiente desarrollo de las raíces,

es decir, exponer las raíces a la intemperie. La incidencia de este fenómeno puede ser mayor durante el arraigo que en otras etapas, parece ser mayor en plantas cultivadas en contenedor que en plantas a raíz desnuda, difiere con el tipo de contenedor, así como con la textura y método de preparación del suelo. Una revisión completa del tema puede consultarse en Goulet (1995).

Las especies muestran diferencias notables en su sensibilidad a las heladas. Por ejemplo, las especies de pinos más típicamente mediterráneas (*P. halepensis* y *P. pinea*) tienen una menor supervivencia a las heladas que sus congéneres de alta montaña (Climent *et al.* 2009; Fernández-Pérez *et al.* 2018). Dentro de la misma especie, la tolerancia a las heladas cambia con la fenología y la época del año, de forma que la tolerancia es máxima en los meses más fríos cuando coinciden los días más cortos con las temperaturas más bajas y las plantas están inactivas, y es muy baja en la primavera, al reactivarse el crecimiento aéreo, y en el verano (Mollá *et al.* 2006; Heredia-Guerrero *et al.* 2014; Toca *et al.* 2018).

No solamente las temperaturas de congelación pueden dañar a las plantas. Temperaturas del suelo entre 0 y 5 ºC reducen notablemente la actividad absorbente de las raíces, en gran medida por el incremento de la viscosidad del agua (Grossnickle y Russell 1990; Cochard *et al.* 2000). Ello puede causar un cierto estrés hídrico a las plantas, especialmente si la capacidad de transpiración se eleva debido a un incremento de la demanda evaporativa del aire y la insolación de la planta.

Las temperaturas elevadas (> 40 ºC) pueden dañar las plantas durante el establecimiento porque causan estrés hídrico al incrementar fuertemente la transpiración, pero también de manera directa por daños en las estructuras celulares, especialmente de los fotosistemas (Méthy *et al.* 1997; Ladjal *et al.* 2000; Marias *et al.* 2017). Aunque la sensibilidad a las altas temperaturas difiere entre las plantas leñosas, las diferencias interespecíficas son bastante menores que las observadas para las heladas (Larcher 2003). Entre las plantas leñosas forestales mediterráneas, la temperatura a la cual se produce un daño apreciable en las hojas varía entre los 47 y 52 ºC y la tolerancia a las elevadas temperaturas tiende a ser más alta en especies con capacidad de rebrotar que en las no rebrotadoras (Luis *et al.* 2009).

4.5. La luz

De todo el espectro electromagnético, las plantas utilizan un rango relativamente estrecho de longitudes de onda (400 - 700 nm) para la fotosíntesis, denominado radiación fotosintéticamente activa o comúnmente luz. La radiación de longitudes de onda más cortas (300 - 400 nm, radiación ultravioleta) determina el desarrollo de la cutícula y puede provocar daños y mutaciones genéticas si la intensidad es muy elevada. La radiación de onda más larga del rojo lejano (740 - 800 nm) afecta al sistema del fitocromo que regula cambios morfológicos (Grossnickle 2000). Tanto la intensidad como la cantidad de horas de luz determinan la actividad fotosintética de la planta y por tanto su crecimiento (figura 3.8). La reducción de la fotosíntesis por la disminución de la luz varía entre especies. Las especies tolerantes a la sombra consiguen tasas netas de fotosíntesis positivas y saturan su tasa de fotosíntesis a niveles de intensidad de luz más bajos de luz que las plantas intolerantes a la sombra, que requieren mayor intensidad

de luz. Por ello, el impacto de la reducción de la luz sobre la actividad fotosintética será, en términos relativos, mayor en las plantas intolerantes a la sombra que en las tolerantes a la sombra. Una clasificación semicuantitativa de la tolerancia a la sombra de más de 800 árboles y arbustos del hemisferio norte puede consultarse en el apéndice electrónico de Niinemets y Valladares (2006).

La baja intensidad de luz puede afectar negativamente a las plantas cuando interacciona con la sequía y altas temperaturas (Gómez-Aparicio *et al.* 2008). Cuando concurren condiciones prolongadas de sombra y estrés hídrico intenso, la denominada sombra seca, las plantas sufren una prolongada reducción de la fotosíntesis y pueden acabar experimentando inanición por falta de carbohidratos (Valladares *et al.* 2004; Valladares *et al.* 2008). La sombra seca puede ser importante bajo doseles densos de vegetación donde la competencia por el agua intensifica el estrés hídrico del clima. Estas situaciones pueden encontrarse en las plantaciones de enriquecimiento en repoblaciones monoespecíficas que no han sido suficientemente aclaradas. Es esperable que la sombra seca afecte más a las especies intolerantes que a las tolerantes a la sombra.

Una combinación de elevada intensidad de luz y estrés hídrico o bien bajas temperaturas también puede afectar negativamente a las plantas, al reducir el rendimiento fotosintético de las hojas, un fenómeno denominado fotoinhibición (García-Plazaola *et al.* 2003; Flexas *et al.* 2014). La fotoinhibición es muy apreciable, por ejemplo, los días soleados tras las heladas nocturnas (Martínez-Ferri *et al.* 2004). Debido a las bajas temperaturas o el estrés hídrico, la planta tiene menor capacidad de canalizar la energía lumínica absorbida por los fotosistemas para hacer fotosíntesis por lo que la disipa parcialmente en forma de fluorescencia y calor para prevenir el daño de la maquinaria fotosintética, al coste de reducir la fotosíntesis. Sin embargo, la fotoinhibición se puede cronificar y desembocar finalmente en daños si la combinación de elevada luz y bajas temperaturas o estrés hídrico se mantiene durante periodos prolongados (Adams *et al.* 2004). El coste que pagan las plantas por la fotoinhibición es una pérdida de rendimiento fotosintético y los daños debido a su cronificación han sido ampliamente estudiados en eucalipto, siendo la causa de una parte de la mortalidad en las repoblaciones con estas especies en lugares fríos (Close 2012). En verano, las altas temperaturas que acompañan la intensa luz y el estrés hídrico agudizan el efecto negativo de la fotoinhibición (Gómez-Aparicio *et al.* 2008).

Los niveles de intensidad de luz moderada serían los que en situaciones de estrés hídrico más beneficiarían a las plantas ya que se reduciría la elevada carga de luz y temperatura, pero a la vez permitiría a la planta mantener un cierto nivel de fotosíntesis para mantener su balance de carbono. Esto explicaría, en parte, por qué en ambientes mediterráneos muchas plantas leñosas intermedias y tardías de la sucesión, que suelen ser relativamente tolerantes a la sombra, se regeneran y crecen mejor bajo la cubierta de otros árboles y arbustos (Castro *et al.* 2004; Gómez-Aparicio *et al.* 2004; Andivia *et al.* 2017; Cruz-Alonso *et al.* 2020). Por ejemplo, las encinas jóvenes sobreviven más y están menos estresadas si emergen o son plantadas debajo del arbusto *Retama sphaerocarpa* que en los claros (Cuesta *et al.* 2010a). En este sentido, para favorecer el establecimiento de especies leñosas de sombra o media sombra en el sotobosque de repoblaciones forestales maduras en ambientes mediterráneos, deben aplicarse claras que mantengan niveles de luz en la repoblación que mitiguen la fotoinhibición estival y maximicen la fotosíntesis

del regenerado. En las repoblaciones de *P. halepensis*, se ha mostrado que las masas se pueden abrir más con las claras en las estaciones más mésicas, como las del sur de Francia, mientras que en las estaciones más xéricas en la Comunidad Valenciana el peso de la clara debe ser menor (Gavinet *et al.* 2015).

La luz también puede afectar la vida de las plantas por medio del fotoperíodo o duración del día. Las plantas usan el fotoperíodo para regular la floración, la brotación, la senescencia de las hojas y la aclimatación o endurecimiento a las bajas temperaturas (Larcher 2003; Lambers *et al.* 2008). El papel del fotoperíodo en estos procesos es especialmente importante para las plantas de latitudes medias y altas con climas templados y fríos, y es menos importante para las especies de latitudes bajas. Por ejemplo, algunas especies leñosas típicamente mediterráneas como la encina, el alcornoque, el lentisco o el acebuche responden muy poco al fotoperíodo cuando se aclimatan o endurecen a las bajas temperaturas, siendo más importante el cambio en el régimen de temperaturas (termoperíodo) durante el otoño (Fernández *et al.* 2008). En las plantas leñosas de latitudes medias y altas la reducción de la longitud del día al final del verano desencadena la aclimatación a las heladas (Sakai y Larcher 1987; Arnott *et al.* 1993). En primavera, por el contrario, el aumento de la longitud del día junto con la acumulación de horas de calor es usado por muchas plantas como una señal ambiental para la brotación y la desaclimatación al frío. A diferencia del crecimiento de la parte aérea, el crecimiento radical está poco controlado por el fotoperíodo (Bigras *et al.* 2001).

4.6. Demanda evaporativa del aire

La demanda evaporativa del aire se mide mediante el déficit de presión de vapor de agua (DPV), que principalmente es una función de su temperatura y humedad relativa. La diferencia de DPV que se establece entre el aire de los espacios intercelulares del interior de la hoja (espacios que pueden considerarse saturados en vapor de agua) y el aire exterior que rodea la planta determina en gran medida las pérdidas de agua por transpiración (Larcher 2003; Schulze *et al.* 2005; Grossnickle 2016). La importancia del DPV del aire en la transpiración es alta mientras la planta tenga los estomas abiertos. Sin embargo, cuando la planta cierra los estomas, el DPV tiene un bajo impacto sobre la transpiración (Schulze *et al.* 2005) salvo que las plantas tengan una transpiración cuticular (pérdida de agua por las paredes exteriores de la epidermis) alta.

Algunas plantas cierran los estomas rápidamente al ser expuestas a aire con una elevada demanda evaporativa, incluso si el suelo permanece bien hidratado. Ello sucede cuando la intensa transpiración resultante reduce significativamente el potencial hídrico de la planta, provocando el cierre de los estomas como forma de evitar una mayor deshidratación de los tejidos (Schulze *et al.* 2005; Lambers *et al.* 2008).

El viento incrementa los efectos del DPV sobre la transpiración a través de modificaciones de la capa límite de la planta. Dicha capa es la lámina de aire más próxima a la superficie de la planta, de unos pocos milímetros de espesor en las hojas, y en la que las moléculas del aire rozan contra la superficie de la hoja lo que reduce su movimiento y crea una capa “estancada” (Grace 1992). La intensidad de flujo de calor

y materia (vapor de agua, CO_2) entre el follaje y el aire circundante guarda una relación inversa con el grosor de la capa límite. El viento adelgaza enormemente la capa límite de la planta y, de esta manera, incrementa la pérdida de agua por transpiración (Grace 1992; Grossnickle 2000).

Por tanto, la concurrencia de situaciones de elevada DPV del aire y de viento durante la ejecución de la repoblación y durante el arraigo pueden causar estrés hídrico a las plantas del repoblado. El empleo de tubos protectores en estos ambientes parece tener un efecto beneficioso por su capacidad de frenar la circulación del aire (Oliet *et al.* 2019).

Las plantas pueden captar humedad del aire cuando se forma rocío o la niebla precipita en la superficie de la planta. Esta forma de captación de agua está demostrada en muchas plantas y puede incrementar significativamente su contenido hídrico (Limm *et al.* 2009; Berry *et al.* 2019) a pesar de no afectar la humedad en el suelo. El rocío que se produce en algunas localidades de clima mediterráneo hacia el final del verano cuando las noches se hacen más frescas, podría ser una fuente relevante de rehidratación de las plantas (Munne-Bosch *et al.* 1999). Así, según Fernández *et al.* (2008), el 20% de los días de verano en el área de distribución de *Q. ilex* en España se produce rocío. En brinzales de dos savias de *Pinus strobus* (Boucher *et al.* 1995) y *Lavandula stoechas* (Munne-Bosch *et al.* 1999) la rehidratación de la planta por el rocío permite aliviar el estrés hídrico y mantener la fotosíntesis aun cuando la planta esté en situación de sequía climática. Las evidencias acumuladas hasta ahora indican, por tanto, que en las repoblaciones forestales la ausencia prolongada de precipitación en forma de lluvia o nieve después de la plantación puede mitigarse si se produce rocío y la niebla. También existen cada vez más indicios de que las plantas podrían captar vapor de agua sin que precipite. Esto parece que ocurre en ecosistemas áridos cuando se combina aire con humedades relativas superiores al 95% (pero sin llegar a condensar) y la planta se halla estresada hídricamente (Berry *et al.* 2019). Un típico escenario con estas características son las estaciones mediterráneas muy próximas al mar durante el verano.

4.7. Interacciones de competencia y facilitación con otras plantas

El efecto de la vegetación espontánea sobre el repoblado es el resultado neto de dos fuerzas opuestas que operan al mismo tiempo: competencia y facilitación. La competencia ocurre porque las plantas que interactúan usan los mismos recursos y como resultado, ambas plantas reducen su desarrollo. Ahora bien, dicha reducción es asimétrica, es decir, que un competidor acaba más afectado que el otro competidor. En la facilitación, el desarrollo de al menos una de las partes se incrementa al interaccionar con la otra planta (de la misma o distinta especie) mientras que el desarrollo de la segunda, o bien no se ve afectado o también se incrementa (Padilla y Pugnaire 2006). El efecto neto de ambos tipos de interacciones será de competencia si la componente negativa de la interacción es más intensa que la positiva y lo contrario, facilitación, si la componente positiva predomina sobre la negativa.

Uno de los mayores impactos de la competencia entre plantas es la reducción de la disponibilidad hídrica en suelo (Minogue *et al.* 1991). Durante el arraigo, la reducción de la disponibilidad hídrica puede acentuar el estrés hídrico de la planta, reducir la actividad

fotosintética y, por tanto, el crecimiento de las primeras raíces que ligan la planta al suelo (Cuesta *et al.* 2010). Posteriormente, durante la etapa de establecimiento, la vegetación espontánea puede competir por el agua a distintas profundidades, limitando el crecimiento radical del repoblado y por tanto sus opciones de alcanzar profundidades de seguridad. Tras el primer verano, si la planta se ha establecido, el efecto de la vegetación espontánea limitando la disponibilidad hídrica en suelo suele ser mayor sobre el crecimiento que sobre la supervivencia. Por este motivo, la eliminación de la vegetación espontánea, si se demuestra su efecto competitivo, es especialmente recomendable en la preparación del terreno y los primeros meses tras la plantación, mientras que la realización de estos cuidados culturales en etapas posteriores deberá decidirse en función de la dinámica observada o prevista y de otros aspectos como el temperamento de la especie o el objetivo de la repoblación. Por ejemplo, en repoblaciones productoras, la eliminación de la vegetación competidora hasta la tangencia de copas incide de manera notable en la producción en volumen (South *et al.* 2001). En todo caso, la necesidad, frecuencia y duración de los cuidados culturales de eliminación de la competencia dependerán de la calidad de estación y de la capacidad competitiva de la vegetación implantada. En áreas tropicales, por ejemplo, la alta productividad obliga a intervenciones (siegas) con frecuencia de meses (Griess y Knoke 2011), aunque la vegetación implantada acaba desplazando la vegetación herbácea en uno o dos años, mientras que en áreas mediterráneas los desbroces pueden ser necesarios sólo en una o dos ocasiones, aunque las plantas introducidas necesitarán más tiempo para conseguir la liberación efectiva de la competencia, por lo general un mínimo de cinco años (figura 3.9).

Además de la reducción del agua, la vegetación espontánea puede reducir la disponibilidad de otros recursos como los nutrientes, la luz o el espacio (Minogue *et al.* 1991), o modificar condiciones como la temperatura del suelo o la temperatura y la humedad relativa del aire. La competencia por nutrientes se produce de manera directa, ya que la vegetación espontánea los consume (Hu *et al.* 2015), pero también indirecta, a través del efecto de reducción de la humedad edáfica que a su vez reduce la absorción de nutrientes por flujo de masa (Minogue

Aspecto de un brezal desarrollado sobre una repoblación de *Pinus uncinata* de cuatro años en El Bierzo (León). La vegetación leñosa puede reducir el crecimiento, pero no amenaza la supervivencia.

Una vez superada en talla y profundidad radical, la repoblación será autónoma y no requerirá nuevos cuidados de control de competencia, como en ésta de *Quercus ilex* y *Q. suber* de 15 años en Sanlúcar de Guadiana (Huelva).

Figura 3.9. Ejemplos de situaciones de competencia con la vegetación espontánea durante la fase de transición (fotos: J Oliet).

et al. 1991). Como se verá más abajo, el sentido y la intensidad de estos efectos depende del tipo de vegetación. Por otra parte, la temperatura del suelo con vegetación herbácea es menor que en suelos desnudos, expuestos directamente a la radiación (Grossnickle 2000; Picon-Cochard *et al.* 2006). Por eso los suelos desnudos pueden perjudicar al repoblado en áreas templado-cálidas, pero pueden ser positivos en zonas boreales donde el periodo vegetativo está limitado por las bajas temperaturas (Grossnickle 2000).

No todas las especies compiten de igual manera con la vegetación implantada. Por lo general, las especies herbáceas ejercen una acción competidora superior a la de las leñosas (Gómez-Aparicio 2009; Pitt *et al.* 2009; Gavinet *et al.* 2016a; Nyland *et al.* 2016). Cuando la vegetación herbácea forma una cubierta continua y trabada dificulta el desarrollo aéreo y radical del repoblado (figura 3.10). Existe mucha literatura científica en todos los biomas sobre el efecto negativo de la vegetación herbácea en las plantaciones (Gómez-Aparicio 2009; Pitt *et al.* 2009; Pinto *et al.* 2012). En el ámbito mediterráneo, la presencia de hierba aumenta el estrés hídrico y reduce también muy significativamente la supervivencia de especies tan frecuentes en las repoblaciones como la encina y el quejigo (Rey Benayas *et al.* 2005; Cuesta *et al.* 2010; Prévosto *et al.* 2011; Jiménez *et al.* 2016). Cuesta *et al.* (2010) constataron también la reducción de la supervivencia en *P. halepensis* cuando se producía la competencia con el estrato herbáceo, así como la humedad edáfica entre 0 y 60 cm de profundidad en primavera, que se redujo de un 15% a un 10% por la presencia de tapiz herbáceo. Este descenso fue suficiente para reducir la actividad fotosintética, el crecimiento radical durante el arraigo y el establecimiento y, finalmente, la supervivencia al final del verano. Además, las raíces fasciculadas y densas de las herbáceas, muy particularmente de las gramíneas, situadas en el mismo horizonte que el cepellón de la planta recién instalada, son muy eficientes en la captación de agua y nutrientes (Davis *et al.* 1999) y limitan físicamente la expansión lateral de las raíces del repoblado (Collet *et al.* 2006). En comparación con la competencia con plantas leñosas, las plantas herbáceas son más eficaces en la absorción de nutrientes, pudiendo reducir la concentración de nutrientes en los tejidos del repoblado (Parker *et al.* 2012). Por ejemplo, en plantaciones de *P. sylvestris* realizadas en pastizales, Picon-Cochard *et al.* (2006)

Imagen de una repoblación en un terreno agrícola abandonado en el que la vegetación herbácea arvense se ha desarrollado abundantemente después de la plantación, ejerciendo una competencia muy fuerte por el agua y otros recursos.

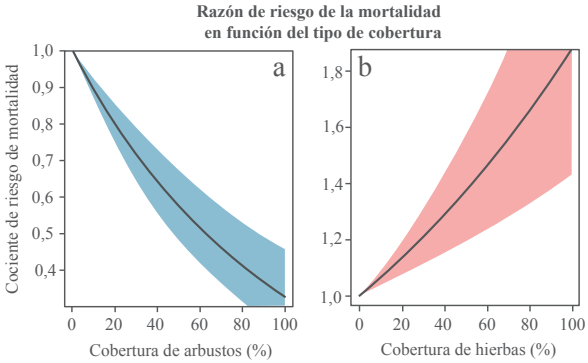
Las especies herbáceas arvenses tienen un fuerte desarrollo en forestaciones en tierras agrarias. El laboreo y remoción del suelo activan fuertemente su germinación. La competencia por las hierbas debilita a la planta, como en este ejemplo de *Pinus pinea.*

Figura 3.10. Ejemplos de competencia del repoblado con la vegetación herbácea durante la fase de establecimiento (fotos: J Oliet).

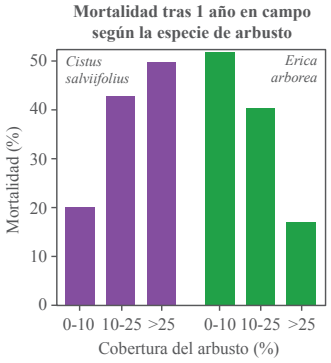
muestran cómo la absorción de nitrato por el pino se ve fuertemente limitada por la presencia de vegetación herbácea. La vegetación herbácea en ámbitos mediterráneos es especialmente abundante en terrenos agrícolas abandonados, donde el desarrollo de las poblaciones de herbáceas arvenses es rápido y abundante, ligado a la fertilidad del suelo, y a que el banco de semillas que generan se activa fácilmente con el laboreo del terreno (figura 3.10). En los terrenos de uso forestal del ámbito mediterráneo la vegetación herbácea tiene mucho menor desarrollo frente al predominio de las formaciones arbustivas y de matorral, restringiéndose a pastizales de montaña, zonas incendiadas o a terrenos empradizados por pastoreo.

A diferencia de la vegetación herbácea, la vegetación leñosa no siempre es competidora, sino que a veces establece interacciones de facilitación. Un buen ejemplo es el efecto positivo que tienen los pinares de repoblación con fracciones de cabida cubierta moderadas para la regeneración de especies intermedias y tardías de la sucesión (Gavinet *et al.* 2015) y de los propios pinos en masas regeneradas por aclareo sucesivo en estaciones adversas (Calama *et al.* 2017; Moreno-Fernández *et al.* 2018; Andivia *et al.* 2018). En el caso del matorral, el efecto neto resultante de la competencia y la facilitación depende de un conjunto de factores como las características del matorral (estratificación aérea y edáfica, densidad de follaje, efectos alelopáticos, cobertura, etc.; ver capítulos 5 y 15), la capacidad competitiva y/o resistencia a estrés de las especies introducidas y las características del medio físico (Maestre *et al.* 2009). En relación con el último punto, Bertness y Callaway (1994) formularon la hipótesis del gradiente de estrés en la que se predice que la importancia relativa de la facilitación con respecto a la competencia tiende a incrementarse de forma monotónica con el incremento de estrés abiótico y la herbivoría. Aunque existen notables excepciones, las evidencia acumuladas en los últimos 25 años avalan dicha hipótesis (ver revisiones de Gómez-Aparicio *et al.* 2004; Gómez-Aparicio 2009; He *et al.* 2013) de forma que las interacciones de facilitación son más frecuentes e intensas en climas secos y semiáridos y en la alta montaña que en los climas húmedos templados y cálidos y muy evidentes en escenarios de alta presión herbívora (Perea y Gil 2014; Perea *et al.* 2017). También son más intensas en solanas que en umbrías (Gómez-Aparicio *et al.* 2004). No obstante, también hay evidencias de que bajo condiciones de estrés extremo la importancia relativa de la facilitación puede reducirse y la competencia ser de nuevo la interacción dominante (Maestre *et al.* 2005).

Las especies de matorral tienen diferente capacidad de facilitación y competencia. Las especies de matorral que más pueden limitar el desarrollo de las plantas leñosas introducidas en las repoblaciones son posiblemente aquellas que formen estratos muy desarrollados, con alta densidad de parte aérea y radical, aunque este efecto depende de su cobertura. Por ejemplo, en repoblaciones con alcornoque, Cortina *et al.* (2009) observaron que la mortalidad aumentaba con la cobertura de *Cistus salviifolius*, pero disminuía con la de *Erica arborea*. Otro ejemplo del efecto negativo de las especies de jara también se ha observado en repoblaciones experimentales en Andalucía donde la plantación junto a *Cistus albidus* reduce el desarrollo del repoblado con respecto a la plantación sin dicho arbusto (Gómez-Aparicio *et al.* 2004). En repoblaciones de *Q. ilex* y *Q. pubescens*, la supervivencia aumenta con la cobertura de un matorral mixto de *Buxus sempervirens* y *Q. coccifera*, mientras que disminuye con la cobertura de la herbácea *Brachypodium retusum* (Gavinet *et al.* 2016a) (figura 3.11). Un grupo de arbustos que suelen tener un importante papel facilitador en ambientes mediterráneos son las leguminosas, particularmente las de



Razón de riesgo de la mortalidad conjunta de una plantación de *Quercus ilex* y *Q. pubescens* en función de a) la cobertura de especies de matorral o b) de especies herbáceas. La razón de riesgo de la mortalidad representa la mortalidad de un tratamiento con respecto a un control sin cobertura. Por ejemplo, para el efecto de la hierba (b), el cociente representa la mortalidad a una cobertura de hierba determinada con respecto a un tratamiento sin hierba (figura modificada de Gavinet *et al.* 2016a).



Diferencias de mortalidad tras 1 año en campo de una repoblación de *Quercus suber* en función de la cobertura de dos especies de arbustos, *Cistus salviifolius* y *Erica arborea*. La cobertura del matorral se midió en un círculo de 2 m de radio alrededor de cada brinzal en la repoblación (figura modificada de Cortina *et al.* 2009).

Figura 3.11. Ejemplos del efecto de la cobertura de especies de matorral y herbáceas en la supervivencia en plantaciones de especies de *Quercus*.

tipo "retamoide", con follaje liviano, que proyectan una sombra moderada, reducen el viento pero permiten ciertas tasas de ventilación, aportando incluso N al suelo pero sin ejercer una intensa función competitiva, ya que sus sistemas radicales tienden a situarse en profundidad (Gómez-Aparicio *et al.* 2004; Torroba-Balmori *et al.* 2015; Andivia *et al.* 2017; Cruz-Alonso *et al.* 2020; ver capítulo 5). Plantaciones de encina bajo *R. sphaerocarpa* en la región manchega muestran cómo bajo la retama la temperatura del aire es igual al exterior, pero no la del suelo, que se reduce unos 10 ºC respecto al suelo a cielo abierto, ni la de la hoja de la encina plantada, que lo hizo en algo más de 6 ºC respecto a la encina plantada a cielo abierto (Cuesta *et al.* 2010a).

No todas las especies introducidas en la repoblación tienen la misma capacidad competitiva ni son igual de sensibles a la competencia con la vegetación espontánea. Las especies tolerantes a la sombra suelen ver menos afectado su crecimiento en condiciones de sombra, pero crecen lentamente en altura y son más sensibles al estrés hídrico que puede provocar la competencia a nivel de las raíces y al estrés provocado por la elevada radiación que ocurre en espacios abiertos (Valladares y Niinemets 2008). Las especies de luz, por el contrario, se ven negativamente afectadas por el sombreo, por lo que un retraso en la eliminación de la competencia puede mermar grandemente su crecimiento. Por tanto, en especies de luz la eliminación de la vegetación ya durante la preparación del terreno puede contribuir a facilitar la superación de la etapa de establecimiento y superar en poco tiempo la altura de las especies competidoras. Y contrariamente, las especies de sombra no requieren tantos cuidados en los primeros estados de arraigo y establecimiento, viéndose incluso facilitadas por algunas especies arbustivas, pero sí requerirán posiblemente desbroces posteriores

para que puedan escapar de la competencia ante su lento crecimiento juvenil. En estudios comparados con especies diferentes de quercíneas (*Q. ilex* y *Q. pubescens*) la presencia del matorral benefició más a *Q. pubescens*, la especie más tolerante a la sombra y más sensible al estrés hídrico (Gavinet *et al.* 2016a). En cambio, *Quercus faginea*, menos tolerante a la sequía que *Q. ilex*, no se benefició del efecto facilitador de *R. sphaerocarpa*, mostrando la misma mortalidad en los espacios abiertos que debajo del arbusto (Cruz *et al.* 2020).

Además de la atenuación del estrés abiótico, la vegetación leñosa ha mostrado efectos protectores frente agentes bióticos. Por ejemplo, la retama reduce la proliferación herbácea bajo su dosel, lo que favorece el crecimiento de las leñosas que allí se establecen en un efecto que se denomina facilitación indirecta (Cuesta *et al.* 2010a); asimismo, el matorral puede actuar como barrera física dificultando el acceso de herbívoros a la plantita (Perea y Gil 2014b) incluso de gorgojos (*Pissodes* spp.) en repoblaciones de pino (Pitt *et al.* 2009).

5. Incidencia de las principales actuaciones técnicas repobladoras en los procesos ecofisiológicos y limitantes de las etapas de la repoblación.

Las actuaciones repobladoras están diseñadas para superar la mayoría de las limitaciones que afectan el desarrollo temprano de las plantas en las repoblaciones forestales. Dichas actuaciones inciden sobre los procesos ecológicos y fisiológicos que pueden estar bloqueando la superación del arraigo y el establecimiento y, en algunos casos, retrasar el desarrollo durante la etapa de transición. A continuación, se sintetizan los efectos de las principales actuaciones de las repoblaciones.

- La calidad de la planta (ver capítulo 16) y el transporte y manejo de los MFR previa a la plantación: las plantas de calidad son sanas, toleran las heladas y el estrés hídrico, tienen una gran capacidad de fotosíntesis y abundantes reservas de nutrientes y carbohidratos que pueden ser removilizadas para apoyar el crecimiento. Estos atributos confieren una elevada capacidad de crecimiento de nuevas raíces bajo factores limitantes (Cuesta *et al.* 2010; Oliet *et al.* 2013; ver capítulo 18) y prosperar en ambientes con fuerte competencia. Ahora bien, la calidad de la planta puede deteriorarse por un mal transporte o un manejo inadecuado en el momento de la plantación. Las plantas que sufren golpes, sobrecalentamiento o desecación antes de la plantación deterioran rápidamente su capacidad funcional, siendo las plantas a raíz desnuda muy sensibles a estos estreses (McKay 1997; Mena-Petite *et al.* 2001).
- La preparación del suelo (ver capítulo 14): la descompactación del suelo facilita el crecimiento, la respiración y la absorción de nutrientes de las raíces, así como la fotosíntesis. La preparación del suelo puede eliminar la vegetación que puede competir contra las plantas de la repoblación, pero al mismo tiempo puede eliminar la vegetación que la facilita. Los métodos de preparación del suelo que descompactan en profundidad facilitan la penetración de las raíces y la acumulación de reservas de agua necesarias para mitigar el estrés hídrico al que es sometido el repoblado durante los periodos secos.
- Superación de la competencia y promoción de las interacciones de facilitación (ver capítulo 18): la eliminación de la vegetación espontánea o la inhibición de su

emergencia mediante los tratamientos que se describen en el presente manual es la forma directa e inmediata de reducir los efectos negativos sobre el repoblado. En el caso de matorrales que puedan ejercer un efecto positivo sobre el repoblado se pueden usar preparaciones del suelo que no reduzcan severamente su cobertura.

- La correcta plantación: impide la existencia de bolsas de aire entre el suelo y las raíces que pueden causar estrés hídrico durante el arraigo. Conviene extraer del hueco donde se aloja el sistema radical los cuerpos gruesos como piedras grandes y terrones que reduzcan la superficie de contacto, así como pisar firmemente alrededor de la planta una vez colocada y aporcada. También se deberá colocar las raíces sin fuertes torceduras en el hueco de plantación, especialmente en las plantas a raíz desnuda, para prevenir las deformaciones graves del sistema radical que comprometan la futura estabilidad estructural de los árboles.
- Fecha de plantación (ver capítulo 15): la correcta elección de la fecha de plantación o siembra permite reducir al mínimo el tiempo al que los MFR van a estar expuestos a condiciones ambientales adversas en el campo, por ejemplo, las heladas invernales o la depredación de las semillas y a la vez maximizar el crecimiento radical y el tiempo de establecimiento antes del primer periodo limitante.
- Riego (ver capítulo 19): el riego de establecimiento facilita sobre todo la conexión hidráulica de la matriz del suelo con el cepellón. Además, consigue que el potencial hídrico de la planta se mantenga alto lo que permite mantener su fotosíntesis y el crecimiento de nuevas raíces que faciliten el arraigo. Los riegos de mantenimiento durante el verano mitigan el estrés hídrico que sufre la planta, especialmente en el clima mediterráneo, permitiendo que pueda mantener una apreciable actividad fotosintética y se evite que alcance niveles letales de estrés hídrico.
- Malla y tubos protectores (ver capítulo 17): las mallas y tubos protectores emulan muchos de los mecanismos por los que algunos arbustos facilitan el establecimiento de otras plantas. Los protectores evitan la herbivoría, función principal para la que fueron inventados. Pero algunas mallas y los tubos de efecto invernadero ventilados reducen la luz moderadamente, lo que mitiga los fenómenos de fotoinhibición crónica durante el verano y aumenta la supervivencia y crecimiento, especialmente en las especies de temperamento de sombra o de media sombra (Bellot *et al.* 2002; Oliet *et al.* 2003; Puértolas *et al.* 2010; ver capítulo 19). Los tubos de efecto invernadero alargan el periodo vegetativo propiciando tanto el adelanto de la brotación en primavera (Oñoro del Cotillo 2000) como retrasando la senescencia de las hojas en el otoño en las especies caducifolias. Al reducir el impacto del viento, se reduce la transpiración, mejorando el estado hídrico de las plantas durante el periodo seco (Oliet *et al.* 2019). La elevada humedad del aire del interior del tubo frecuentemente precipita en forma de rocío aportando una fuente de hidratación de la planta tanto por absorción foliar como por la humectación de los horizontes superficiales del suelo (del Campo *et al.* 2006).
- Fertilización, enmiendas orgánicas y la adición de hidrogeles (ver capítulo 19): las repoblaciones en lugares con suelos infértiles pueden comprometer el crecimiento del repoblado. El abonado con fertilizantes de liberación lenta y las

enmiendas orgánicas con materiales preferentemente compostados o lodos de depuradora convenientemente compostados y en las dosis adecuadas (Fuentes *et al*. 2010) pueden aportar la materia orgánica y los nutrientes deficientes, así como facilitar la recuperación de los procesos físico-químicos y microbiológicos que determinan la fertilidad del suelo. La recuperación de la fertilidad del suelo es especialmente necesaria cuando se desea instalar especies de crecimiento rápido, carácter que está ligado a una elevada demanda de nutrientes. La fertilización en plantación, localizada en el hoyo favorece el crecimiento y, por tanto, la capacidad competitiva de la planta introducida pero no el de la espontánea que pueda competir con ella (Jacobs *et al.* 2005; Serrada 2011).

En suelos con texturas con baja retención de agua en climas seco, la adición de hidrogeles puede incrementar la disponibilidad de agua durante los periodos secos y reducir el estrés de la planta durante el establecimiento (Piñeiro *et al.* 2013).

BIBLIOGRAFÍA

Adams W, Zarter C, Ebbert V, Demmig-Adams B (2004) Photoprotective strategies of overwintering evergreens. Bioscience 54:41–49

Aguilar A, Valle G, Sardá P, Villar-Salvador P, Peñuelas Rubira JL (2005) Crecimiento radical de plantones de Quercus coccifera y Quercus faginea durante el período húmedo del año. En: IV Congreso Forestal Español. SECF, Zaragoza

Alday JG, Zaldívar P, Torroba-Balmori P, Fernández-Santos B, Martínez-Ruiz C (2015) Natural forest expansion on reclaimed coal mines in Northern Spain: the role of native shrubs as suitable microsites. Environ Sci Pollut Res 23:13606–13616

Alía Miranda R, Barbero Martín A, Fernández Golfín Seco J, López Arias M, Montoya Moreno R, Oliet Palá JA, Pardos Carrión JA, Ruiz de la Torre J, Serrada Hierro R (2005) Diccionario forestal. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Editorial Mundi Prensa, Madrid

Alvarez-Uria P, Körner C (2007) Low temperature limits of root growth in deciduous and evergreen temperate tree species. Funct Ecol 21:211–218

Andersen CP, Sucoff EI, Dixon RK (1986) Effects of root zone temperature on root initiation and elongation in red pine seedlings. Can J For Res 16:696–700

Andivia E, Madrigal-González J, Villar-Salvador P, Zavala MA (2018) Do adult trees increase conspecific juvenile resilience to recurrent droughts? Implications for forest regeneration. Ecosphere 9:e02282

Andivia E, Natalini F, Fernández M, Alejano R, Vázquez-Piqué J (2018) Contrasting holm oak provenances show different field performance but similar resilience to drought events eight years after planting in a mediterranean environment. IForest 11:259–266. Andivia E, Villar-Salvador P, Tovar L, Rabasa S, Rey Benayas JM (2017) Multiscale assessment of woody species recruitment in Mediterranean shrublands: facilitation and beyond. J Veg Sci 28:639–648

Andivia E, Zuccarini P, Grau B, De Herralde F, Villar-Savador P, Savé R (2019) Rooting big and deep rapidly: the ecological roots of pine species distribution in the Iberian Peninsula. Trees-Struct Funct 33:293–303

Arnott JT, Grossnickle SC, Puttonen P, Mitchel AK, Folk RS (1993) Influence of nursery culture on growth, cold hardiness, and drought resistance of yellow cypress. Can J For Res 23:2537–2547

Baskin C, Baskin J (1998) Seeds. Ecology, biogeogaphy, and evolution of dormancy and germination. Academic Press, San Diego, California

Bellot J, Ortiz de Urbina JM, Bonet A, Sánchez JR (2002) The effects of treeshelters on the growth of Quercus coccifera L. seedlings in a semiarid environment. Forestry 75:89–106

Berry ZC, Emery NC, Gotsch SG, Goldsmith GR (2019) Foliar water uptake: Processes, pathways, and integration into plant water budgets. Plant Cell Environ 42:410–423

Bertness MD, Callaway RM (1994) Positive interactions in communities. Trends Ecol Evol 9:191–193

Bigras FJ, Ryyppo A, Lindström A, Stattin E (2001) Cold acclimation and deacclimation of shoots and roots of conifer seedlings. En: Bigras FJ, Colombo SJ (eds) Conifer cold hardiness. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht - Boston, pp 57–88

Boucher JF, Munson A d. D, Bernier PY (1995) Foliar absorption of dew influences shoot water potential and root growth in Pinus strobus seedlings. Tree Physiol 15:819–823

Bulmer CE, Simpson DG (2005) Soil compaction and water content as factors affecting the growth of lodgepole pine seedlings on sandy clay loam soil. Can J Soil Sci 85:667–679

Burdett AN (1990) Physiological processes in plantation establishment and the development of specifications for forest planting stock. Can J For Res 20:415–427

Calama R, Manso R, Lucas-Borja ME, Espelta JM, Piqué M, Bravo F, Del Peso C, Pardos M (2017) Natural regeneration in iberian pines: A review of dynamic processes and proposals for management. For Syst 26:eR02S

Calama R, Pardos M, Mayoral C, Madrigal G, Conde M, Sánchez-González M (2014) Supervivencia del regenerado de Pinus pinea L. en la meseta norte. Previsiones en un contexto de cambio climático. Cuad Soc Esp Cienc For 40:151–158

Caldwell MM, Dawson TE, Richards JH (1998) Hydraulic lift: consequences of water efflux from the roots of plants. Oecologia 113:151–161

del Campo AD, Navarro RM, Aguilella A, González E (2006) Effect of tree shelter design on water condensation and run-off and its potential benefit for reforestation establishment in semiarid climates. For Ecol Manag 235:107–115

Castro J, Zamora R, Hódar JA (2006) Restoring Quercus pyrenaica forests using pioneer shrubs as nurse plants. Appl Veg Sci 9:137

Castro J, Zamora R, Hódar JA, Gómez JM, Gómez Aparicio L (2004) Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4-year study. Restor Ecol 12:352–358

Chirino E, Vilagrosa A, Cortina J, Valdecantos A, Fuentes D, Trubat R, Luis VC, Puértolas J, Bautista S, Peñuelas JL, Vallejo VR (2009) Ecological restoration in degraded drylands: the need to improve the seedling quality and site conditions in the field. En: Grossberg SP (ed.). Forest Management. pp 85–158. Nova Science Publishers, Inc. Hauppauge, New York

Climent J, Costa e Silva F, Chambel MR, Pardos M, Almeida MH (2009) Freezing injury in primary and secondary needles of Mediterranean pine species of contrasting ecological niches. Ann For Sci 66:407–407

Close DC (2012) A review of ecophysiologically-based seedling specifications for temperate Australian eucalypt plantations. New For 43:739–753

Cochard H, Martin R, Gross P, Bogeat-Triboulot MB (2000) Temperature effects on hydraulic conductance and water relations of Quercus robur L. J Exp Bot 51:1255–1259

Collet C, Löf M, Pagès L (2006) Root system sevelopment of oak seedlings analysed using an architectural model. Effects of competition with grass. Plant Soil 279:367–383

Conlin TSSS, Van den Driessche R (1996) Short-term effects of soil compaction on growth of Pinus contorta seedlings. Can J For Res 26:727–739

Corchero de la Torre S, Gozalo-Cano M, Villar-Salvador P, Peñuelas-Rubira JL (2002) Crecimiento radical en campo de Pinus halepensis y Quercus ilex plantados en diferentes momentos. Rev Montes 68:5–11

Cortina J, Pérez-Devesa M, Vilagrosa A, Abourouh M, Messaoudène M, Berrahmouni N, Neves Silva L, Almeida MH, Khald and A (2009) Field techniques to improve cork oak establishment. En: Aronson J, Pereira JS, Pausas JG (eds) Cork oak woodlands on the edge. Island Press, Washington, DC, pp 141–149

Cruz-Alonso V, Villar-Salvador P, Ruiz-Benito P, Ibañez I, Rey-Benayas JM (2020) Long-term dynamics of shrub facilitation shape the mixing of evergreen and deciduous oaks in Mediterranean abandoned fields. J Ecol 108:1125-1137

Cuesta B, Villar-Salvador P, Puértolas J, Jacobs DF, Rey Benayas JM (2010) Why do large, nitrogen rich seedlings better resist stressful transplanting conditions? A physiological analysis in two functionally contrasting Mediterranean forest species. For Ecol Manag 260:71–78

Cuesta B, Villar-Salvador P, Puértolas J, Rey Benayas JM, Michalet R (2010a) Facilitation of Quercus ilex in Mediterranean shrubland is explained by both direct and indirect interactions mediated by herbs. J Ecol 98:687–696

Davis MA, Wrage KJ, Reich PB, Tjoelker MG, Schaeffer T, Muermann C (1999) Survival, growth, and photosynthesis of tree seedlings competing with herbaceous vegetation along a water-light nitrogen gradient. Plant Ecol 145:341–350

Delgado-Baquerizo M, Covelo F, Gallardo A (2011) Dissolved organic nitrogen in Mediterranean ecosystems. Pedosphere 21:309–318

Drennan PM, Nobel PS (1998) Root growth dependence on soil temperature for Opuntia ficus-indica: influences of air temeprature and a doubled CO2 concentration. Funct Ecol 12:959–964

Escudero A, Mediavilla S (2003) Decline in photosynthetic nitrogen use efficiency with leaf age and nitrogen resorption as determinants of leaf life span. J Ecol 91:880–889

Fernández-Pérez L, Villar-Salvador P, Martínez-Vilalta J, Toca A, Zavala MA (2018) Distribution of pines in the Iberian Peninsula agrees with species differences in foliage frost tolerance, not with vulnerability to freezing-induced xylem embolism. Tree Physiol 38:507–516

Fernández M, Alejano R, Domínguez L, Tapias R (2008) Temperature controls cold hardening more effectively than photoperiod in four Mediterranean broadleaf evergreen species. Tree For Sci Biotechnol 2:43–49

Flexas J, Diaz-Espejo A, Gago J, Gallé A, Galmés J, Gulías J, Medrano H (2014) Photosynthetic limitations in Mediterranean plants: A review. Environ Exp Bot 103:12–23

Fuentes D, Valdecantos A, Lloveta J, Cortina J, Vallejo R (2010) Fine-tuning of sewage sludge application to promote the establishment of Pinus halepensis seedlings. Ecol Eng 36:1213–1221

García-Plazaola JI, Olano JM, Hernández A, Becerril JM (2003) Photoprotection in evergreen Mediterranean plants during sudden periods of intense cold weather. Trees-Struct Funct 17:285–291

García Salmerón J (1995) Manual de repoblaciones forestales. Tomo II. Fundación Conde del Valle de Salazar. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de la UPM, Madrid, España

Gavinet J, Prévosto B, Fernandez C (2016a) Do shrubs facilitate oak seedling establishment in Mediterranean pine forest understory? For Ecol Manag 381:289–296

Gavinet J, Prévosto B, Fernandez C (2016b) Introducing resprouters to enhance Mediterranean forest resilience: importance of functional traits to select species according to a gradient of pine density Mori A (ed). J Appl Ecol 53:1735–1745

Gavinet J, Vilagrosa A, Chirino E, Granados ME, Vallejo VR, Prévosto B (2015) Hardwood seedling establishment below Aleppo pine depends on thinning intensity in two Mediterranean sites. Ann For Sci 72:999–1008

Gholz HL, Fisher R, Prichett WL (1985) Nutrient dynamic in slash pine plantations ecosystems. Ecology 66:647–659

Gómez-Aparicio L (2009) The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: A meta-analysis across life-forms and ecosystems. J Ecol 97:1202–1214

Gómez-Aparicio L, Pérez-Ramos IM, Mendoza I, Matías L, Quero JL, Castro J, Zamora R, Marañón T (2008) Oak seedling survival and growth along resource gradients in Mediterranean forests: implications for regeneration in current and future environmental scenarios. Oikos 117:1683–1699

Gómez-Aparicio L, Zamora R, Gómez JM, Hódar J, Castro J, Baraza E (2004) Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. Ecol Appl 14:1128–1138

González Barberá G, Martínez Fernández F, Albaladejo Montoro J, Castillo Sánchez V (2004) Efectos de las técnicas de preparación del suelo y de la planta en repoblaciones con pinus halepensis en medios mediterráneos semiáridos: resultados de un ensayo a corto y medio plazo. Cuad Soc Esp Cien 17:125–129

Goulet F (1995) Frost heaving of forest tree seedlings: a review. New For 9:67–94

Grace J (1992) Relaciones plantas-ambiente. Oikos-tau s.a., Vilassar de Mar (Barcelona), España

Griess VC, Knoke T (2011) Can native tree species plantations in Panama compete with teak plantations? An economic estimation. New For 41:13–39

Grossnickle SC (2000) Ecophysiology of northern spruce species: The performance of planted seedlings. NRC Research Press, Ottawa, Ontario

Grossnickle SC (2005) Importance of root growth in overcoming planting stress. New For 30:273–294

Grossnickle SC (2016) Restoration Silviculture: An Ecophysiological Perspective - Lessons learned across 40 years. Reforesta1:1–36

Grossnickle SC (2018) Seedling establishment on a forest restoration site – An ecophysiological perspective. Reforesta 6:110–139

Grossnickle SC, El-Kassaby YA (2016) Bareroot versus container stocktypes: a performance comparison. New For 47:1–51

Grossnickle SC, Russell JH (1990) Water movement in Yellow-cedar seedlings and rooted cuttings: comparison of whole plant and root system pressurization methods. Tree Physiol 6:57–68

Hawkins BJ, Robbins S, Porter RB (2014) Nitrogen uptake over entire root systems of tree seedlings. Tree Physiol 34:334–342

He Q, Bertness MD, Altieri AH (2013) Global shifts towards positive species interactions with increasing environmental stress. Ecol Lett 16:695–706

Heredia-Guerrero N, Oliet JA, Villar-Salvador P, Benito LFLF, Peñuelas JLJL (2014) Fertilization regime interacts with fall temperature in the nursery to determine the frost and drought tolerance of the Mediterranean oak Quercus ilex subsp. ballota. For Ecol Manag 331:50–59

Hsiao TC (1973) Plant responses to water stress. Annu Rev Plant Physiol 24:519–574

Hu YL, Hu Y, Zeng D, Tan X, Chang SX (2015) Exponential fertilization and plant competition effects on the growth and N nutrition of trembling aspen and white spruce seedlings. Can J For Res 45:78–86

Ingestad T, Lund A-B (1986) Theory and techniques for steady state mineral nutrition and growth of plants. Scan J For Res 1:439–453

Jacobs DF, Salifu KF, Seifert JR (2005) Growth and nutritional response of hardwood seedlings to controlled-release fertilization at outplanting. For Ecol Manag 214:28–39

Jelić G, Topić V, Butorac L, Jazbec A, Oršanić M, Đurđević Z (2016) The impact of the container size and soil preparation on afforestation success of one year old holm Oak (Quercus ilex) seedlings in Croatian mediterranean area. Period Biol 117:493–503

Jiménez MN, Fernández-Ondoño E, Ripoll MÁ, Castro-Rodríguez J, Huntsinger L, Navarro FB (2016) Stones and organic mulches improve the Quercus ilex L. afforestation success under Mediterranean climatic conditions. L Degrad Dev 27:357–365

Jiménez MN, Fernández-Ondoño E, Ripoll M a., Navarro FB, Gallego E, De Simón E, Lallena a. M, Simón E, Lallena a. M (2007) Influence of different post-planting treatments on the development in Holm oak afforestation. Trees 21:443–455

Johnson PS, Shifley SR, Rogers R (2002) The ecology and silviculture of oaks. En: Johnson PS, Shifley SR, Rogers R (eds), 2nd edn. MPG Books Group, Bodmin

Jokela EJ, Allen HL, McFee WW (1990) Fertilization of Southern pines at establishment. En: Duryea ML, Dougherty PM (eds) Forest regeneration manual. Kluwer Academic Publisher, The Netherlands, pp 263–280

Jordano P, Pulido F, Arroyo J, García-Castaño JL, García-Fayos P (2004) Procesos de limitación demográfica. En: Valladares F (ed) Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S.A., Madrid., pp 229–248

Junta de Castilla y León (2015) Requerimientos técnicos. Forestación y creación de superficies forestales. 2014-2020. Valladolid

Kaushal P, Aussenac G (1989) Transplanting shock in Corsican pine and cedar of Atlas seedlings: Internal water deficits, growth and root regeneration. For Ecol Manag 27:29–40

Kavanagh KL, Zaerr JB (1997) Xylem cavitation and loss of hydraulic conductance in western hemlock following planting. Tree Physiol 17:59–63

Klopcic M, Simoncic T, Boncina A (2014) Comparison of regeneration and recruitment of shade-tolerant and light-demanding tree species in mixed uneven-aged forests: Experiences from the Dinaric region. Forestry 88:552–563

Kolb PF, Robberecht R (1996) High temperature and drought stress effects on survival of Pinus Ponderosa seedlings. Tree Physiol 16:665–672

Kozlowski TT (1999) Soil compaction and growth of woody plants. Scand J For Res 14:596–619

Ladjal M, Epron D, Ducrey M (2000) Effects of drought conditioning on thermotolerance of photosystem II and susceptibility of photosyntheis to heat stress in cedar seedlings. Tree Physiol 20:1235–1241

Lambers H, Chapin FS, Pons TL (2008) Plant physiological ecology. Springer, New York

Larcher W (2003) Physiological plant ecology. Ecophysiology and stress physiology of functional groups, 4th edn. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Berlin

Leshem B (1965) The annual activity of intermediary roots of the Aleppo pine. For Sci 11:291–298

Leshem B (1970) Resting roots of Pinus halepensis: structure, function, and reaction to water stress. Bot Gaz 131:99–104

Limm EB, Simonin KA, Bothman AG, Dawson TE (2009) Foliar water uptake: a common water acquisition strategy for plants of the redwood forest. Oecologia 161:449–459

Liste HH, White JC (2008) Plant hydraulic lift of soil water - Implications for crop production and land restoration. Plant Soil 313:1–17

Löf M, Dey DC, Navarro RM, Jacobs DF (2012) Mechanical site preparation for forest restoration. New For 43:825–848

Löf M, Madsen P, Metslaid M, Witzell J, Jacobs DF (2019) Restoring forests: regeneration and ecosystem function for the future. New For 50:139–151

López B, Sabaté S, Gracia C (1998) Fine roots dynamics in a Mediterranean forest: effects of drought and stem density. Tree Physiol 18:601–606

Lopushinsky W, Max TA (1990) Effect of soil temperature on root and shoot growth and on budburst timing in conifer seedling transplants. New For 4:107–124

Luis VC, Llorca M, Vilagrosa A (2009) Implicaciones de la estrategia regenerativa en la resistencia foliar a altas temperaturas en plántulas de especies mediterráneas. En: Junta de Castilla y León (ed), 5o Congreso Forestal Español. Montes y Sociedad: saber qué hacer. Ávila, Spain, p 7

Luna L, Vignozzi N, Miralles I, Solé-Benet A (2018) Organic amendments and mulches modify soil porosity and infiltration in semiarid mine soils. L Degrad Dev 29:1019–1030

Lyr H, Hoffmann G (1967) Growth rates and growth periodicity of tree roots. Int Rev For Res 2:181–236

Maestre FT, Callaway RM, Valladares F, Lortie CJCJ (2009) Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. J Ecol 97:199–205

Maestre FT, Valladares F, Reynolds JF (2005) Is the change of plant-plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments. J Ecol 93:748–757

Marias DE, Meinzer FC, Woodruff DR, McCulloh KA (2017) Thermotolerance and heat stress responses of Douglas-fir and ponderosa pine seedling populations from contrasting climates. Tree Physiol 37:301–315

Marschner P. (2012). Marschner's mineral nutrition of higher plants. Marschner P. (Ed.). 3rd edition. Academic Press. Beijing

Martínez-Ferri E, Manrique E, Valladares F, Balaguer L (2004) Winter photoinhibition in the field involves different processes in four co-occurring Mediterranean tree species. Tree Physiol 24:981–990

Mayr S, Gruber A, Bauer H (2003) Repeated freeze-thaw cycles induce embolism in drought stressed conifers (Norway spruce, stone pine). Planta 217:436–441

Mayr S, Hacke U, Schmid P, Schwienbacher F, Gruber A (2006) Frost drought in conifers at the alpine timberline: Xylem dysfunction and adaptations. Ecology 87:3175–3185

McCarthy N, Scott Bentsen N, Willoughby I, Balandier P (2011) The state of forest vegetation management in Europe in the 21st century. Eur J For Res 130:7–16

McDowell N, Pockman WT, Allen CD, Breshears DD, Cobb N, Kolb TE, Plaut J, Sperry JS, West A, Williams DG, Yepez EA (2008) Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? New Phytol 178:719–739

McKay HM (1997) A review of the effect of stresses between lifting and planting on nursery stock quality and performance. New For 13:369–399

Mena-Petite A, Ortega-Lausen U, Gonzalez-Moro MB, Lacuesta M, Muñoz-Rueda A, Ortega-Lasuen U, Gonzalez-Moro M, Lacuesta M, Muñoz-Rueda A (2001) Storage duration and temperature effect on the functional integrity of container and bare-root Pinus radiata D. Don stock-types. Trees Struct Funct 15:289–296

Méthy M, Gillon D, Houssard C (1997) Temperature-induced changes of photosystem II activity in Quercus ilex and Pinus halepensis. Can J For Res 27:31–38

Millard P, Grelet G-A (2010) Nitrogen storage and remobilization by trees: ecophysiological relevance in a changing world. Tree Physiol 30:1083–1095

Minogue PJ, Cantrell RL, Griswold HC (1991) Vegetation management after plantation establishment. En: Duryea ML, Dougherty PM (eds) Forest regeneration manual. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp 335–358

Mollá S, Villar-Salvador P, García-Fayos P, Peñuelas Rubira JL (2006) Physiological and transplanting performance of Quercus ilex L. (holm oak) seedlings grown in nurseries with different winter conditions. For Ecol Manag 237:218–226

Moreno-Fernández D, Montes F, Sánchez-González M, Gordo FJ, Cañellas I (2018) Regeneration dynamics of mixed stands of Pinus pinaster Ait. and Pinus pinea L. in Central Spain. Eur J For Res 137:17–27

Morris LA, Campbell RG (1991) Soil and site potential. En: Duryea ML, Dougherty PM (eds) Forest Regeneration Manual. Springer, Dordrecht, pp 183–206

Munne-Bosch S, Nogues S, Alegre L (1999) Diurnal variations of photosynthesis and dew absorption by leaves in two evergreen shrubs growing in Mediterranean field conditions. New Phytol 144:109–119

Nardini A, Petruzzellis F, Marusig D, Tomasella M, Natale S, Altobelli A, Calligaris C, Floriddia G, Cucchi F, Forte E, Zini L (2021) Water 'on the rocks': a summer drink for thirsty trees? New Phytol 229:199–212

Navarro Cerrillo RM, del Campo AD, Serrada Hierro R (1997) Supervivencia de cinco especies forestales en función de los procedimientos de preparación del suelo en el parque natural de los montes de Málaga. Cuad, Soc Esp Cien 4:113–118

Navarro-Cerrillo RM, Retamosa MJ, Lopez J, del Campo A, Ceaceros C, Salmoral L (2006) Nursery practices and field performance for the endangered Mediterranean species Abies pinsapo Boiss. Ecol Eng 27:93–99

Navarro Garnica M (1975) Técnicas de forestación, Monografía. Ministerio de Agricultura, Madrid, España

Navarro FB, Jiménez MN, Ripoll MA, González-Méndez S, Gallego E, de Simón E (2005) Siembra de bellotas de encina en terrenos agrícolas abandonados: Influencia del tamaño de la bellota, adición de inóculo ectomicorrízico y preparación del suelo. En: Actas del IV Congreso Forestal Español. SECF, Zaragoza, España

Nicolás Peragón JL, Benito Matías LF, Puértolas Simón J (2015) Restoration of European yew (Taxus baccata L.) in mediterranean mountains: Importance of seedling nursery fertilization and post-planting light levels. For Syst 24

Niinemets U, Valladares F (2006) Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate northern hemisphere trees and shrubs. Ecol Monogr 76:521–547

Noy-Meir I (1973) Desert Ecosystems: Environment and Producers. Annu Rev Ecol Syst 4:25–51

Nyland RD, Kenefic LS, Bohn KK, Stout SL (2016) Sylviculture. Concepts and applications. Waveland Press Income, Illinois. USA

Oliet JA, Artero F, Cuadros S, Puértolas J, Luna L, Grau JM (2012) Deep planting with shelters improves performance of different stocktype sizes under arid Mediterranean conditions. New For 43:925–939

Oliet JA, Blasco R, Valenzuela P, Melero de Blas M, Puértolas J (2019) Should we use meshes or solid tube shelters when planting in Mediterranean semiarid environments? New For 50:267–282

Oliet JA, Navarro Cerrillo RM, Contreras Atalaya O (2003) Evaluación de la aplicación de tubos y mejoradores en repoblaciones forestales. Dirección General de Gestión del Medio Natural, Junta de Andalucía, Córdoba

Oliet JA, Ortiz De Urbina E, Sánchez-Pinillos M, Tardío-Cerrillo G (2019) Matching seedling size to planting conditions: Interactive response with soil moisture. IForest 12:220–225

Oliet JA, Planelles R, Artero F, Domingo-Santos JM (2016) Establecimiento de Acacia salicina bajo condiciones mediterráneas secas: Efectos a medio plazo de la fertilización en vivero y de los protectores de árboles en un experimento con riego salino. Cienc e Investig Agrar 43:69–84

Oliet JA, Planelles R, Artero F, Jacobs DF (2005) Nursery fertilization and tree shelters affect long-term field response of Acacia salicina Lindl. planted in mediterranean semiarid conditions. For Ecol Manag 215:339–351

Oliet JA, Planelles R, Artero F, Valverde R, Jacobs D, Segura M (2009) Field performance of Pinus halepensis planted in Mediterranean arid conditions: relative influence of seedling morphology and mineral nutrition. New For 37:313–331

Oliet JA, Puértolas J, Planelles R, Jacobs DF (2013) Nutrient loading of forest tree seedlings to promote stress resistance and field performance: a Mediterranean perspective. New For 44:649–669

Oliet JA, Tejada M, Salifu KF, Collazos A, Jacobs DF (2009) Performance and nutrient dynamics of holm oak (Quercus ilex L.) seedlings in relation to nursery nutrient loading and post-transplant fertility. Eur J For Res 128:253–263

Oliveira G, Nunes a., Clemente a., Correia O (2011) Effect of substrate treatments on survival and growth of Mediterranean shrubs in a revegetated quarry: An eight-year study. Ecol Eng 37:255–259

Oñoro-del Cotillo F (2000) Estudio sobre el efecto de los tubos protectores y de la siembra y la plantación sobre el desarrollo de las repoblaciones de Quercus faginea Lam. Proyecto Fin de Carrera. Escuela Universitaria de Ingeniería Forestal, Universidad Politécnica de Madrid

Padilla FM, Ortega R, Sánchez J, Pugnaire FI (2009) Rethinking species selection for restoration of arid shrublands. Basic Appl Ecol 10:640–647

Padilla FM, Pugnaire FI (2006) The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. Front Ecol Environ 4:196–202

Padilla FM, Pugnaire FI (2007) Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. Funct Ecol 21:489–495

Padilla FM, Pugnaire FI (2009) Species Identity and Water Availability Determine Establishment Success Under the Canopy of Retama sphaerocarpa Shrubs in a Dry Environment. Restor Ecol 17:900–907

Palacio S, Azorín J, Montserrat-Martí G, Ferrio JP (2014) The crystallization water of gypsum rocks is a relevant water source for plants. Nat Commun 5:1–7

Palacios G, Navarro-Cerrillo RM, del Campo A, Toral M (2009). Site preparation, stock quality and planting date effect on early establishment of Holm oak (Quercus ilex L.) seedlings. Ecol Eng 35:38-46

Pardos M, Royo A, Gil L, Pardos JA (2003). Effect of nursery location and outplanting date on field performance of Pinus halepensis and Quercus ilex seedlings. Forestry, Vol. 76, 1: 67-81

Parker WC, Pitt DG, Morneault AE (2012) Influence of herbaceous and woody vegetation control on seedling microclimate, leaf gas exchange, water status, and nutrient relations of Pinus strobus L. seedlings planted in a shelterwood. For Ecol Manag 271:104–114

Pascual S, Olarieta JR, Rodríguez-Ochoa R (2012) Development of Quercus ilex plantations is related to soil phosphorus availability on shallow calcareous soils. New For 43:805–814

Perea R, Gil L (2014) Tree regeneration under high levels of wild ungulates: The use of chemically vs. physically-defended shrubs. For Ecol Manag 312:47–54

Perea R, López-Sánchez A, Dirzo R (2017) Differential tree recruitment in California oak savannas: Are evergreen oaks replacing deciduous oaks? For Ecol Manag 399:1–8

Picon-Cochard C, Coll L, Balandier P (2006) The role of below-ground competition during early stages of secondary succession: the case of 3-year-old Scots pine (Pinus sylvestris L.) seedlings in an abandoned grassland. Oecologia 148:373–383

Piñeiro J, Maestre FT, Bartolomé L, Alejandro Valdecantos (2013) Ecotechnology as a tool for restoring degraded drylands: A meta-analysis of field experiments. Ecol Eng 61:133–144

Pinto JR, Marshall JD, Dumroese RK, Davis AS, Cobos DR (2012) Photosynthetic response, carbon isotopic composition, survival, and growth of three stock types under water stress enhanced by vegetative competition. Can J For Res 42:333–344

Pitt DG, Morneault A, Parker WC, Stinson A, Lanteigne L (2009) The effects of herbaceous and woody competition on planted white pine in a clearcut site. For Ecol Manag 257:1281–1291

Prévosto B, Monnier Y, Ripert C, Fernandez C (2011) Diversification of Pinus halepensis forests by sowing Quercus ilex and Quercus pubescens acorns: Testing the effects of different vegetation and soil treatments. Eur J For Res 130:67–76

Prieto I, Armas C, Pugnaire FI (2012) Water release through plant roots: new insights into its consequences at the plant and ecosystem level. New Phytol 193:830–841

Proe MF, Midwood AJ, Craig J (2000) Use of stable isotopes to quantify nitrogen, potassium and magnesium dynamics in young Scots pine (Pinus sylvestris). New Phytol 146:461–469

Puértolas J, Oliet J a., Jacobs DF, Benito LF, Peñuelas JL (2010) Is light the key factor for success of tube shelters in forest restoration plantings under Mediterranean climates? For Ecol Manag 260:610–617

Querejeta JI, Estrada-Medina H, Allen MF, Jiménez-Osornio JJ (2007) Water source partitioning among trees growing on shallow karst soils in a seasonally dry tropical climate. Oecologia 152:26–36

Ramírez-Valiente JA, Valladares F, Gil L, Aranda I (2009) Population differences in juvenile survival under increasing drought are mediated by seed size in cork oak (Quercus suber L.). For Ecol Manag 257:1676–1683

Ramos JL (1965) Repoblaciones. ETIS Montes, Madrid, España

Reich PB (2014) The world-wide 'fast-slow' plant economics spectrum: A traits manifesto. J Ecol 102:275–301

Rey Benayas JM, Navarro J, Espigares T, Nicolau JM, Zavala MA (2005) Effects of artificial shading and weed mowing in reforestation of Mediterranean abandoned cropland with contrasting Quercus species. For Ecol Manag 212:302–314

Riedacker A (1976) Rythmes de croissance et de régénération des racines des végétaux ligneux. Ann des Sci For 33:109–138

Riedacker A (1986) Production et plantation de plants á racines nues ou en conteneurs. Rev For française 38:226–236

Rook DA (1991) Seedling development and physiology in relation to mineral nutrition. En: van den Driessche R (Ed.), Mineral nutrition of conifer seedlings. CRC Press. Boca Raton. Florida. pp. 85–111

Sakai A, Larcher W (1987) Frost survival of plants. Responses and adaptation to freezing stress. Springer, Berlin

Sardá P, Aguilar A, Valle G, Villar-Salvador P, Peñuelas Rubira JL (2005) Crecimiento radical de plantones de Retama spaherocarpa, Pistacia terebinthus y Olea europaea durante el período húmedo del año. En: IV Congreso Forestal Español. SECF, Zaragoza, pp 185–191

Sardans J, Rodà F, Peñuelas J (2004) Phosphorus limitation and competitive capacities of Pinus halepensis and Quercus ilex subsp. rotundifolia on different soils. Plant Ecol 174:305–317

Schulze ED, Beck E, Müller-Hohenstein K (2005) Plant Ecology. Springer, Berlin

Scowcroft PG, Jeffrey J (1999) Potential significance of frost, topographic relief, and Acacia koa stands to restoration of mesic Hawaiian forests on abandoned rangeland. For Ecol Manag 114:447-458

Serrada R (2011) Apuntes de Selvicultura. E.U.I. Técnica Forestal. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid, España

Serrasoles I, Alloza JA (2004) Condicionantes edáficos en la restauración forestal mediterránea. En: Vallejo VR, Alloza JA (eds) Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo. Fundación CEAM, Valencia, pp 133–160

Siles G, Rey PJ, Alcántara JM, Bastida JM, Herreros JL (2010) Effects of soil enrichment, watering and seedling age on establishment of Mediterranean woody species. Acta Oecol 36:357–364

Silla F, Escudero A (2003) Uptake, demand and internal cycling of nitrogen in saplings of Mediterranean Quercus species. Oecologia 136:28–36

De Simón-Navarrete E, Ripoll-Morales M, Fernández-Ondoño E, Navarro-Reyes FB, Jiménez-Morales MN, Gallego-Teruel E (2006) Eficacia de las microcuencas en la supervivencia del pino carrasco (Pinus halepensis Mill.) y de la encina (Quercus ilex L . subsp . ballota (Desf.) Samp.) en distintos ambientes mediterráneos. Invest Agrar Sist Recur 15:218–230

Smethurst PJ (2010) Forest fertilization: Trends in knowledge and practice compared to agriculture. Plant Soil 335:83–100

South DB, Zwolinski JB, Kotze H (2001) Early growth responses from weed control and planting larger stock of Pinus radiata are greater than that obtained from mechanical soil cultivation. New For 22:199–211

Sutton RF (1969) Form and developmet of conifer root systems. Commonw Agric Bur Oxford Tech Commun 7:38–41

Sword Sayer MA, Brissette JC, Barnett JP (2005) Root growth and hydraulic conductivity of southern pine seedlings in response to soil temperature and water availability after planting. New For 30:253–272

Timmer VR, Teng Y (2004) Pretransplant fertilization of containerized Picea mariana seedlings: Calibration and bioassay growth response. Can J For Res 34:2089–2098

Toca AO, Oliet JA, Villar-Salvador P, Maroto J, Jacobs DF (2018) Species ecology determines the role of nitrogen nutrition on the frost tolerance of pine seedlings. Tree Physiol 38: 96–10

Toca A, Oliet JA, Villar-Salvador P, Martínez Catalán RA, Jacobs DF (2019) Ecologically distinct pine species show differential root development after outplanting in response to nursery nutrient cultivation. For Ecol Manag 451:117562

Torroba-Balmori P, Zaldívar P, Alday JG, Fernández-Santos B, Martínez-Ruiz C (2015) Recovering Quercus species on reclaimed coal wastes using native shrubs as restoration nurse plants. Ecol Eng 77:146–153

Turner NC (1986) Adaptation to water deficits: A changing perspective. Aust J Plant Physiol 13:175–190

Unger PW, Kaspar TC (1994) Soil compaction and root growth: A Review. Agron J 86:759

Uscola M, Villar-Salvador P, Gross P, Maillard P (2015) Fast growth involves high dependence on stored resources in seedlings of Mediterranean evergreen trees. Ann Bot 115:1001–1013

Valladares F, Aranda I, Sanchez-Gomez D (2004) La luz como factor ecológico y evolutivo para las plantas y su interacción con el agua. En: Valladares F (ed) Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente (EGRAF, S.A.), Madrid, Spain., pp 335–36912

Valladares F, Niinemets Ü (2008) Shade tolerance, a key plant feature of complex nature and consequences. Annu Rev Ecol Evol Syst 39:237–257

Valladares F, Vilagrosa A, Peñuelas J, Ogaya R, Camarero JJ, Corcuera L, Sisó S, Gil-Pelegrín E (2004) Estrés hídrico: ecofisiología y escalas de la sequía. En: Valladares F (ed) Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente (EGRAF, S.A.), Madrid, pp 163–190

Valladares F, Zaragoza-Castells J, Sanchez-Gomez D, Matesanz S, Alonso B, Portsmuth A, Delgado A, Atkin OK (2008) Is shade beneficial for Mediterranean shrubs experiencing periods of extreme drought and late-winter frosts? Ann Bot 102:923–933

Vallas Cuesta J, Villar Salvador P, Peñuelas Rubira, Juan L Herrero Sierra N, Lerena D, Peragón LN, Vallas-Cuesta J, Villar-Salvador P, Peñuelas Rubira J, Herrero Sierra N, Domínguez Lerena S, Nicolás Peragón JL (1999) Efecto del aviveramiento prolongado sin riego en la calidad funcional de los brinzales de Pinus halepensis y su desarrollo en campo. Montes 58:51–58

Valle G, Sardá P, Aguilar A, Alvador PV, Peñuelas Rubira JL (2005) Crecimiento radical de plantones de Pinus halepensis y Pinus pinea durante el período húmedo del año. En: Sociedad Española de Ciencias Forestales (ed) IV Congreso Forestal Español. Sección 2. Zaragoza, Spain

Vilagrosa A (2002) Estrategias de resistencia al déficit hídrico en Pistacia lentiscus L. y Quercus coccifera L. implicaciones en la repoblación forestal. Universidad de Alicante

Villar-Salvador P, Peñuelas JL, Nicolás-Peragón JL, Benito LF, Domínguez-Lerena S (2013) Is nitrogen fertilization in the nursery a suitable tool for enhancing the performance of Mediterranean oak plantations? New For 44:733–751

Villar-Salvador P, Planelles R, Enríquez E, Rubira JP (2004) Nursery cultivation regimes, plant functional attributes, and field performance relationships in the Mediterranean oak Quercus ilex L. For Ecol Manag 196:257–266

Villar-Salvador P, Puértolas J, Cuesta B, Peñuelas JL, Uscola M, Heredia-Guerrero N, Rey Benayas JM (2012) Increase in size and nitrogen concentration enhances seedling survival in Mediterranean plantations. Insights from an ecophysiological conceptual model of plant survival. New For 43:755–770

Villar-Salvador P, Uscola M, Jacobs DF (2015) The role of stored carbohydrates and nitrogen in the growth and stress tolerance of planted forest trees. New For 46:813–839

Villar R, Ruiz-Robleto J, Quero JL, Poorter H, Valladares F, Marañón T (2004) Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. En: Valladares F (ed) Ecología del bosque mediterr áneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S.A., Madrid, pp 191–227

Vizoso S, Gerant D, Guehl JM, Joffre R, Chalot M, Gross P, Maillard P (2008) Do elevation of CO2 concentration and nitrogen fertilization alter storage and remobilization of carbon and nitrogen in pedunculate oak saplings? Tree Physiol 28:1729–1739

Wan X, Landhäusser SM, Zwiazek JJ, Lieffers VJ (1999) Root water flow and growth of aspen (Populus tremuloides) at low root temperatures. Tree Physiol 19:879–884

Wang J, Villar-Salvador P, Li G, Liu Y (2019) Moderate water stress does not inhibit nitrogen remobilization, allowing fast growth in high nitrogen content Quercus variabilis seedlings under dry conditions. Tree Physiol 39:650–660

West PW (2014) Growing plantation forests, 2nd edn. Springer-Verlag, Berlin

Capítulo 4

La estación forestal y su homologación ecológica en los trabajos de repoblación forestal

Valentín GÓMEZ SANZ

1. Introducción

La acción repobladora supone la instalación efectiva de individuos de especies forestales en un territorio con la finalidad de crear una población ecológicamente viable, que cumpla en el tiempo las funciones (servicios ecosistémicos y socio-económicos) demandadas. En este contexto, el territorio representa la expresión de un sistema ecológico complejo y dinámico, el "paisaje", que resulta de la integración de un medio físico (biotopo) y del conjunto de comunidades en él instaladas (biocenosis), sometidos ambos a un uso socio-económico, habitualmente prolongado, multiforme y cambiante.

Una propiedad inherente al sistema ecológico paisaje es la heterogeneidad espacial de su soporte físico, aspecto especialmente trascedente en la respuesta biológica en él observada. No obstante, dentro de esta variabilidad, es posible encontrar una cierta homogeneidad dentro de un espacio limitado, lo que conduce al concepto ecológico de "estación", que hace referencia a aquellas porciones del paisaje en las que el soporte físico muestra un rango de variación interno tan reducido que el comportamiento ecológico en ellas observado puede ser considerado como homogéneo. En francés, este término se traduce por *station*, y en inglés por *site*, circunstancia que ha llevado a la poco apropiada utilización de los vocablos "sitio" o "localización" como traducción simplista de la palabra inglesa.

La evaluación de estaciones naturales es un proceso especialmente importante y trascendente en Selvicultura. Este debe ser ejecutado a los efectos de identificar las posibles limitaciones para la instalación, el crecimiento o la regeneración de una masa forestal, y a partir de lo cual, prever restricciones a la aplicación de tratamientos (selvicultura extensiva o intensiva) o trabajos de repoblación, así como poder comparar en diferentes estaciones los resultados de la gestión selvícola, y de su evolución en el tiempo.

A tal fin, los aspectos estacionales a estudiar son aquellos relacionados con el material mineral de partida (litología), la conformación de la superficie terrestre (fisiografía), el estado recurrente de la atmosfera (clima) y las características del sustrato que debe acoger la planta o semilla (suelo). Se trata de un conjunto de características diversas, cuyo conocimiento y descripción requiere del auxilio de diferentes disciplinas, aparte de la propia selvicultura, como son: la Geomorfología, la Climatología y la Edafología, junto con la Geografía, la Anatomía y Fisiología vegetal, la Ecología, la Botánica y la Geobotánica.

A tratar este tema se dedica el presente capítulo, donde se resumirán y comentarán metodologías de evaluación de estaciones tanto de tipo general, como las orientadas a ser aplicadas específicamente en estudios y proyectos de repoblación forestal. Las propuestas aquí formuladas resultarán básicas para la redacción de la memoria del proyecto de repoblación forestal y para la toma de decisiones en tareas de elección de especies y de planificación, ejecución y mantenimiento de esta importante actividad selvícola.

2. Caracterización litológica

La caracterización litológica (naturaleza y propiedades del sustrato mineral) de la estación objeto de la actividad repobladora debe constituir el punto de partida para una adecuada interpretación de las características físicas de la misma. A pesar de su notable trascendencia en el proceso repoblador, ha sido de forma habitual obviada y excluida de la toma de decisiones, lo cual, en ocasiones, ha propiciado actuaciones que han resultado contraproducentes.

Atendiendo básicamente a su grado de consistencia, se pueden distinguir, a lo largo de las superficies continentales, afloramientos de materiales coherentes, de dureza variada, denominados "macizos rocosos", y materiales incoherentes, formados por partículas individuales con débiles fuerzas de unión entre ellas, que constituyen lo que en Geología se conoce como "regolito". Estos últimos materiales, que sustentan la vida terrestre, muestran diferencias notables respecto de las rocas (macizos rocosos), no tanto en cuando a su composición mineralógica, como en lo relativo a las propiedades físicas y mecánicas que de su organización se derivan.

La conversión de roca dura, biológicamente inerte, en un sustrato hospitalario para la vida comienza con la producción de porosidad por meteorización. La porosidad permite que el agua circule a través de los materiales litológicos, posibilitando a su vez su almacenamiento para un uso más dilatado en el tiempo por los organismos vivos (capacidad de retención de agua). Los organismos telúricos (macrofauna, microfauna, macroflora y microflora) invaden la roca a medida que se forma la porosidad, actuando como agentes activos de edafogénesis (formación y evolución del suelo). El desarrollo de una porosidad extensa es, por tanto, el proceso clave en la conversión de las rocas (macizo rocoso) en un extenso hábitat subterráneo por explorar, en el que la biota pueda obtener los nutrientes y agua allí almacenados (Graham *et al.* 2010).

Además de participar activamente en la configuración del relieve (fisiografía), aspecto también condicionante de la respuesta vegetal, el regolito juega un papel determinante como sustrato base para el desarrollo edáfico (edafogénesis). Gracias a él es posible la formación del suelo, sistema tridimensional multifase (sólido, líquido y gas) constituido

por materiales friables y porosos, de cuya interacción y auto-organización derivan funciones ecosistémicas básicas (medio capaz de soportar ecosistemas terrestres).

En consecuencia, y de cara a evaluar los condicionantes que a nivel estación tienen los materiales litológicos para el proceso repoblador, es conveniente focalizar sobre los factores que determinan su potencial edafológico, sin olvidar otros aspectos como su estabilidad mecánica y su resistencia a la degradación física (erosionabilidad). Básicamente, estos factores son su consistencia, su porosidad (derivada en buena medida de su granulometría) y su naturaleza química dominante, aspectos que suelen estar muy relacionados con las condiciones de formación de los materiales originales, de tal forma que pueden ser aproximados a partir de su clasificación genética.

La identificación del litotipo presente en la estación a repoblar debe entonces ser prioritaria y puede realizarse a partir de su observación directa (en campo) o recurriendo a la cartografía especializada desarrollada al efecto. La principal fuente de cartografía temática de ámbito geológico es el Instituto Geológico y Minero de España (IGME; www.igme.es). Este organismo institucional ofrece una variada colección de series cartográficas que cubren la práctica totalidad del territorio español. Dentro de ellas, dos series están ampliamente desarrolladas, que se corresponden con los Mapas Geológicos de España a escala 1:50000 (serie MAGNA) y a escala 1:200000. Toda esta información está disponible en su dirección web, en diferentes formatos (hojas escaneadas, georreferencidas o no, hojas en formato pdf, hojas en formato vectorial para GIS, etc.).

A escala de estación, la cartografía más adecuada es la que proporciona la serie MAGNA. Son mapas litoestratigráficos en los que, sobre una base topográfica, se representan los diferentes tipos de materiales que afloran en cada superficie delimitada. Estos se distinguen en el cuerpo del mapa de acuerdo con su color y trama de relleno, además de por su etiqueta o código alfanumérico (dos superficies no contiguas que muestren el mismo color, trama y etiqueta indican el afloramiento en superficie de un mismo material). La leyenda que acompaña al cuerpo del mapa permite identificar el tipo y edad correspondiente a cada color, trama y etiqueta incluidos en él.

Identificado el material litológico que aparece en la superficie de la estación a repoblar, es necesario proceder a su caracterización. Para esta tarea, la tabla 4.1 presenta información sobre algunos de los caracteres más notables de los distintos materiales litológicos que aparecen con mayor frecuencia en el ámbito español. Esta información debe permitir identificar condicionantes o limitaciones (textura dominante, consistencia y composición química) a tener muy presentes a la hora de tomar decisiones relevantes en el proceso repoblador (figura 4.1).

3. Caracterización fisiográfica

El relieve, o conjunto de formas que adopta la superficie de la corteza terrestre, es consecuencia de la acción combinada tanto de procesos endógenos (de carácter petrogenético y tectónico, originan los elementos estructurales básicos), como de procesos exógenos (por meteorización y erosión desarrollan fisonomías propias y diferentes formaciones superficiales).

Tabla 4.1. Caracterización básica de materiales litológicos.

Materiales			Litotipos más frecuentes	Composición química [1]	Consistencia	Textura del regolito [2]
Ígneos y metamórficos		1	Granitoide (granito, granodiorita, ademellita), sienita, diorita, gabro y peridotita. Gneis, esquisto (de protolito ígneo) y metaconglomerado	Silícea	Muy fuerte - Fuerte	Algo desequilibrada gruesa
		2	Pórfidos, riolita, andesita, basalto y lava basáltica. Pizarra, filita, esquisto (de protolito sedimentario), corneana y cuarcita			Algo desequilibrada fina
		3	Mármol, skarn y calco-esquisto	Caliza	Fuerte	Algo desequilibrada fina
Sedimentarios	Químicos	4	Sílex	Silícea	Muy fuerte	Algo desequilibrada fina
		5	Caliza, dolomía y yeso	Caliza	Media-Débil	Algo desequilibrada fina o fina
	Detríticos coherentes	6	Rudita (conglomerado y brecha) y samita (arenisca, arcosa y grauvaca)	Silícea	Variable	Gruesa o algo desequilibrada gruesa
		7	Pelita (argilita y limolita)		Media-Débil	Fina o algo desequilibrada fina
		8	Ruditas carbonatadas (conglomerado y brecha carbonatada) y samita carbonatada (calcoarenita)	Calcosilícea	Variable	Gruesa o algo desequilibrada gruesa
		9	Pelita carbonatada (marga)		Media-Débil	Fina o algo desequilibrada fina

Materiales		Litotipos más frecuentes		Composición química [1]	Consistencia	Textura del regolito [2]
Sedimentarios	Detríticos incoherentes (formaciones superficiales)	10	Depósitos coluviales (canchales –o pedrizas-, derrubios de ladera, conos de deyección, rañas, glacis y depósitos de solifluxión)	Variada (depende de la roca original)	Muy débil	Heterogénea (función del proceso erosivo que la ha generado)
		11	Depósitos aluviales (barras, llanuras y abanicos fluviales, y terrazas)			Heterogénea (con tendencia a estar algo equilibrada)
		12	Depósitos glaciares (morrenas)			Algo desequilibrada gruesa
		13	Depósitos lacustres (fangos)			Fina o algo desequilibrada fina
		14	Depósitos eólicos (dunas litorales y continentales)			Gruesa o algo desequilibrada gruesa
		15	Depósitos volcánicos (brecha volcánica y cenizas –tobas volcánicas-)			Heterogénea (con tendencia a algo desequilibrada fina)
		16	Depósitos litorales (playas, flechas, tómbolos e islas barrera)			Gruesa o algo desequilibrada gruesa

[1] Silícea: con contenido dominante en minerales silicatos; caliza: con contenido destacado de calcio (en forma de carbonatos o de sulfatos); calcosilícea: con mezcla variable de minerales silicatos y minerales calizos.

[2] Gruesa: texturas dominadas por los elementos gruesos o las arenas (arenosa); algo desequilibrada gruesa: textura con presencia notable de elementos gruesos y arenas (franco-arenosas); equilibrada: texturas con contenido más o menos equilibrado de arena, limo y arcilla (franca); algo desequilibrada fina: textura con presencia notable de elementos finos (franco-limosa, franco-arcillosa, franco-arenoso-limosa, franco-arenoso-arcillosa); fina: texturas dominadas por los elementos finos (limosa, arcillosa).

Granitoide
(macizo rocoso coherente y bastante fisurado de material ígneo de composición silícea sobre el que se ha desarrollado un regolito somero y de textura algo desequilibrada gruesa, de la que deriva una buena permeabilidad y una capacidad de retención de agua bastante deficiente).

Depósitos eólicos -*dunas continentales*-
(formación superficial alóctona de textura más o menos gruesa, lo que conlleva un muy buen drenaje y aireación y una muy baja capacidad de retención de agua).

Depósitos aluviales -*raña*-
(formación superficial alóctona de textura muy heterogénea de la que resultan condiciones de permeabilidad, aireación y capacidad de retención de agua moderadas).

Calizas
(macizo rocoso coherente y fisurado de composición carbonatada cubierto por un regolito pedregoso y en la que la tierra fina tiene una textura más o menos desequilibrada fina, lo que se traduce en una cierta tendencia al encharcamiento temporal tras episodios de precipitación intensa, mientras que la capacidad de retención de agua es moderada-baja por elevada pedregosidad)

Figura 4.1. Ejemplos de diferentes litotipos (fotos: V Gómez Sanz).

El sistema de relaciones que se establece entre las formas del terreno y el resto de componentes superficiales, y cuya expresión física son los diferentes tipos de relieve, constituye un aspecto del medio físico conocido como fisiografía que, a su vez, se incluye dentro del ámbito de la geomorfología (Pedraza 1996). De esta forma, el enfoque fisiográfico del estudio del territorio trata de analizar, describir y cualificar este complejo sistema de relaciones, con especial interés en la valoración de su incidencia en los procesos hidrológicos (circulación superficial y subsuperficial de los flujos de agua), geomorfológicos (erosión y depósito) y edafogenéticos (translocaciones) que afectan a la superficie de estudio, siendo estos aspectos de especial importancia en la actividad repobladora.

La diversidad fisiográfica tiene, en primera instancia, consecuencias importantes en la variabilidad espacial de los balances de materia y energía. La disposición no plana de los elementos superficiales lleva a diferentes situaciones de energía potencial (consecuencia de la atracción gravitacional) que determinan los movimientos de materia, especialmente del agua. Paralelamente, la combinación de pendiente más orientación genera distintos grados de exposición a la radiación solar incidente (motor energético del sistema), lo que lleva a diferentes comportamientos en el balance de energía a lo largo de la superficie.

Dentro de esta variabilidad, es de especial interés la delimitación de áreas en las que es asumible un comportamiento homogéneo de los balances de materia y energía. Estas áreas coinciden con lo que en Fisiografía recibe el nombre de "formas del relieve" (en inglés *landforms*) y responden, conceptualmente, a un "volumen tridimensional de la superficie terrestre que tiene unas condiciones geomorfológicas y de sustrato litológico relativamente homogéneas" (Zinck *et al.* 2016). Es esperable que estos elementos fisiográficos presenten un estatus edáfico relativamente homogéneo y diferenciado, al manejar 2 (roca madre y relieve) de los 5 factores formadores del suelo del modelo propuesto por Jenny en 1941 (conocido como CLORPT –Clima, Organismos vivos, Relieve, material Parental y Tiempo-).

Por su construcción conceptual, las formas del relieve están muy asociadas a su posición en el paisaje, lo cual permite apoyar en ella su identificación. Su tipología básica se incluye en la tabla 4.2, pudiendo ser consideradas como unidades fisiográficas.

Una vez identificadas la forma de relieve se puede realizar su descripción morfométrica en base a los atributos siguientes:

- **Altitud** (cota máxima, mínima y/o media, expresada en metros respecto del nivel del mar). Actúa como un factor ecológico indirecto, pues en su variabilidad se modifican otros factores que influyen directamente en la respuesta ecológica (determina los balances de energía y de agua a nivel local, con elevada repercusión a nivel mesoclimático).
- **Inclinación o pendiente** (ángulo de la superficie del terreno respecto de un plano horizontal). Condiciona tanto la entrada de radiación solar (la energía recibida por unidad de superficie es función directa del ángulo de incidencia de la radiación) como los procesos edafogenéticos, así como la posible mecanización de las tareas asociadas al proceso repoblador.

  De cara a su tipificación, existe una elevada diversidad de categorías de pendiente, estrechamente asociadas al uso humano del territorio. En ellas, recurrentemente se consideran:
  - de 0 a 5 % de pendiente, terrenos llanos o poco inclinados.
  - de 5 a 15 %, terrenos ligeramente inclinados.
  - de 15 a 35 %, terrenos inclinados.
  - superiores a 35 %, terrenos escarpados.
- **Orientación** (dirección respecto de los puntos cardinales de la perpendicular a la superficie). Este aspecto fisiográfico determina de forma relevante la entrada de energía por radiación solar (iluminación). En términos generales, en las latitudes

Tabla 4.2. Tipología básica de formas de relieve y sus implicaciones ecofisiológicas.

Balance de materia	Unidad fisiográfica - Formas de relieve			Implicaciones ecofisiológicas
Negativo –déficit- (áreas de exportación de materia)	Cima o ladera próxima a cima	Redondeada (lomas)	1	Reducida fertilidad potencial y capacidad de retención de agua (tendencia a la aridez edáfica) por escasez de elementos finos
		Aristada (cresta) o apuntada (espolones, picos o agujas)	2	Fertilidad potencial y capacidad de retención de agua especialmente escasas (propensión a una aridez edáfica elevada) por ausencia notable de elementos finos
	Llanura sobreelevada (meseta, etc.)		3	Fertilidad potencial algo reducida, con predisposición a condiciones de aridez edáfica (no hay pérdida notable de elementos finos)
Relativamente compensado	Ladera o cuesta	Suaves (de gradiente bajo; pendiente < 15 %)	4	
		Inclinadas (de gradiente moderado; pendiente 15-35 %)	5	Moderadas fertilidad potencial y capacidad de retención de agua (pérdida no excesiva de elementos finos)
		Escarpadas (de gradiente elevado; pendiente > 35 %)	6	Fertilidad potencial y capacidad de retención de agua escasas (cierta tendencia a la aridez edáfica) por elevada pérdida de elementos finos
Positivo –superávit- (áreas de importación de materia)	Pie de ladera (piedemonte)		7	Elevada fertilidad potencial, con buenas condiciones de humedad (debido a acumulación de elementos finos)
	Fondo de valle	Cerrados	8	Buenas condiciones de humedad, con limitada acumulación de elementos finos (carácter lineal)
		Abiertos (llanuras de inundación, etc.)	9	Buenas condiciones de humedad, que incluso pueden ser excesivas (encharcamiento más o menos prolongado) y fertilidad potencial elevada (resultado de la acumulación de elementos finos)
	Depresión		10	
	Llanura (no sobreelevada)		11	Fertilidad potencial y capacidad de retención de agua moderada (no hay pérdida excesiva de elementos finos). Pueden sufrir encharcamiento por elevación del nivel freático.

templadas del hemisferio norte, la radiación solar que llega a las laderas varía con la orientación en un gradiente que se mueve entre dos extremos: orientación Suroeste, con los máximos de iluminación anual, y orientación nordeste, donde los valores de iluminación son los más bajos a lo largo del año.

- **Exposición** (integración de los atributos inclinación y orientación). La consideración conjunta de pendiente y orientación permite evaluar con mayor precisión la energía potencial que la localización puede recibir por radiación solar (insolación).

  En una sencilla aproximación, de frecuente utilización, se puede establecer como tipología básica:

  - umbría, áreas inclinadas con orientación nordeste o próxima a ella (norte o este)
  - solana, áreas inclinadas con orientación suroeste o próxima a ella (sur u oeste)
  - a todos los vientos, áreas llanas o planas.

  Las umbrías son, con carácter general, más frescas y húmedas que las solanas. La vegetación natural responde a estas diferencias, con lo que es frecuente encontrar zonificación altitudinal diferenciada (en las umbrías aparece una vegetación en cotas más bajas de las que cabría esperar por su exigencia en temperatura y humedad, mientras que en las solanas, ocurre al contrario).

  A su vez, para una atmósfera de composición media, con ausencia de nubosidad que genere ensombramiento, se puede manejar un valor potencial de entrada de energía solar que puede ser modelizado con información relativa a la localización (latitud) y la orientación e inclinación de la superficie terrestre. Los actuales GIS incluyen herramientas de determinación de esta variable a partir de modelos digitales del terreno (MDT), generando valores habitualmente expresados en kWh m^{-2}.

  Otra opción es utilizar indicadores estandarizados que permitan su aplicación sistemática y la comparación relativa. Dentro de ellos está el índice de insolación propuesto por Gandullo (1974) para la España peninsular (considera una latitud media de 40 ºN), cuya expresión es la siguiente:

$$cos\ \lambda = cos\ p\ (1 \pm tg\ p \cos \mu)$$

  siendo: $cos\ \lambda$ el valor del índice de insolación (adimensional); p la pendiente del terreno (en grados); μ los ángulos (en grados) que forman las 16 direcciones principales con la línea N-S

  El autor propone, de cara a su calificación, considerar que valores del índice inferiores a 0,85 se corresponden con exposiciones de umbría y valores por encima de 1,15 a exposiciones de solana (entre 0,85 y 1,00 se situaría la media umbría, mientras que entre 1,00 y 1,15 lo haría la media solana).

- **Geometría** (variables que cuantifican y describen la forma). Esta información puede ser muy interesante para justificar la elección de los procedimientos de preparación del suelo y de tratamiento de la vegetación preexistente, pues incluye aspectos que determinan mucho el comportamiento superficial de los flujos de agua (condiciones de drenaje), entre los que están:

  - el carácter lineal, cóncavo, convexo o complejo de la superficie de la forma de relieve.

- las dimensiones más representativas (superficie y longitud media (o máxima y mínima) en línea de máxima pendiente o en curva de nivel), tanto de la forma de relieve como del contorno de la misma.

La identificación de la unidad fisiográfica en la que queda inscrita la estación y los aspectos morfométricos más característicos de su superficie (altitud, pendiente, exposición y geometría) debe ser el resultado final del análisis fisiográfico. Esta información resulta necesaria para la planificación de la actividad repobladora, pues es un elemento decisorio a la hora de realizar tanto la elección de las especies a emplear, como la ejecución efectiva de las diferentes tareas de repoblación.

4. Caracterización climática

La situación media o normal de la sucesión de los distintos "tiempos atmosféricos" sobre un determinado territorio define el "clima" del mismo, concepto base para la identificación e interpretación del comportamiento recurrente de la atmósfera como componente esencial del medio físico en los sistemas ecológicos.

A efectos prácticos, la caracterización del clima de una estación se fundamenta en considerar éste como "la situación atmosférica ideal (año medio o normal) en la que todos los elementos meteorológicos toman los valores medios de entre los observados y medidos a lo largo de una serie de años, lo suficientemente larga como para que sea estadísticamente válida y geográficamente representativa" (Font Tullot 1983). Esta premisa lleva a la necesidad de disponer de los valores de variables meteorológicas registradas a lo largo de un período de observación suficiente, de tal forma que su comportamiento medio permita definir el año normal sobre el que basar la caracterización.

El estado de la atmósfera en un lugar determinado puede ser descrito por un buen número de variables físicas (variables meteorológicas) que aportan información sinóptica relativa al comportamiento temporal de la energía y del agua que entra y sale del sistema (regímenes termopluviométricos y balance hídrico). Para estas variables, el período de referencia temporal más usado en climatología es el mensual, por lo que con los distintos valores registrados con diferente periodicidad (horas, días, etc.), se calculan los valores mensuales de las mismas. La definición de las variables más utilizadas viene recogida en la tabla 4.3.

Este conjunto de valores mensuales constituye la información básica de partida. Otras variables meteorológicas como la velocidad e intensidad del viento, la humedad relativa del aire, etc., aportan información de más compleja interpretación, dada su acusada variabilidad tanto en el tiempo como en el espacio. Esta circunstancia hace que, salvo que las especiales condiciones de la localización recomienden lo contrario, sean consideradas de forma complementaria a la hora de caracterizar las condiciones generales del clima de una estación.

El organismo público encargado de la tarea de registro y almacén de datos meteorológicos es la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET, antiguo Instituto Nacional de Meteorología, INM), el cual dispone de una amplia red de observatorios sinópticos superficiales, distribuidos por todo el territorio nacional. La propia agencia garantiza que la información ha sido obtenida y elaborada dentro de sus atribuciones goza de la

Tabla 4.3. Definición de las variables meteorológicas básicas para la caracterización climática de una estación natural.

Criterios	Descripción [1]
Temperatura máxima absoluta en el mes i (M_i) (ºC)	Valor más alto de la temperatura del aire de los registrados en ese mes (se corresponde con un día y una hora determinados) $M_i = Max\ (t_{max}(d))_i$
Temperatura media de las máximas del mes i ($\underline{M}_i$) (ºC)	Promedio de los valores máximos diarios de la temperatura del aire registrados durante el mes $\underline{M}_i = (\sum t_{max}\ (d)_i\ )/n$
Temperatura mínima absoluta en el mes i (m_i) (ºC)	Valor más bajo de la temperatura del aire registrado en ese mes (se corresponde con un día y una hora determinados) $M_i = Min\ (t_{min}\ (d))_i$
Temperatura media de las mínimas del mes i ($\underline{m}_i$) (ºC)	Media de los valores mínimos diarios de la temperatura del aire registrados durante el mes $\underline{m}_i = (\sum t_{min}\ (d)_i\ )/n$
Temperatura media del mes i (T_i) (ºC)	Media de los valores medios diarios de la temperatura del aire obtenidos a lo largo del mes $T_i = (\sum t(d)_i\ )/n$
Precipitación total recogida a lo largo del mes i (P_i) (mm)	Suma total de los valores diarios de precipitación $P_i = \sum p(d)_i$

[1] $t_{max}\ (d)$ = temperatura diaria máxima (en °C); $t_{min}\ (d)$ = temperatura diaria mínima (en °C); $t\ (d) = [t_{max}\ (d) + t_{min}\ (d)]\ /\ 2$ = temperatura diaria media (en ºC); p (d) = precipitación diaria -lluvia recogida en 24 horas- (en mm).

mayor "fiabilidad que posibilita el nivel tecnológico actual", por lo que es la fuente de información meteorológica del ámbito geográfico español más fiable y recomendable.

En los últimos años, su consejo rector ha potenciado el acceso a la información por medios electrónicos (servidor de datos en sede electrónica, al que se puede acceder a través de la dirección web siguiente: http://www.aemet.es). Considerada como una modalidad de propiedad intelectual, su comercialización está regulada por el artículo 24 de la Ley 8/1989, de 13 de abril, (Ley de Tasas y Precios Públicos, modificada por la Ley 25/1998, de 13 de julio, de modificación del Régimen Legal de las Tasas Estatales y Locales y de Reordenación de las Prestaciones Patrimoniales de Carácter Público). Concretamente, por Resolución de 30 de diciembre de 2015, de la Agencia Estatal de Meteorología, se establecen los precios públicos que han de regir la prestación de servicios meteorológicos y climatológicos (BOE de 5 de enero de 2016).

Además de los observatorios de la AEMET, existen otros de propiedad muy diversa: confederaciones hidrográficas (Red de observatorios y Sistema Automático de Información Hidrológica o SAIH), Ministerio de Defensa, comunidades autónomas, servicios forestales, empresas privadas, etc. La información en ellos registrada también está disponible para los usuarios, en formas y requisitos muy variados, si bien existe una disparidad muy elevada en condiciones y períodos de observación, lo que compromete su homologación y fiabilidad.

Los datos ofrecidos por todo este conjunto de fuentes de información pueden ser divididos, en cuanto a su origen, en dos categorías básicas:

- Datos registrados. Son valores que provienen de mediciones realizadas en observatorios meteorológicos (por lo que se consideran de fuentes directas).

  Dado que recogen información real sobre el comportamiento recurrente de las variables meteorológicas en un territorio, esta opción es la más aconsejable, siempre que los datos provengan de estaciones meteorológicas homologables climáticamente con la estación. Los criterios que deben permitir valorar este aspecto son:

  - el observatorio debe encontrarse dentro de la menor cuenca hidrográfica que comprenda el dominio climático de la estación.
  - las cotas media de la superficie a caracterizar climáticamente y de la altitud del observatorio han de ser lo más próximas posible.
  - para que sea estadísticamente válida, la captura de observaciones meteorológicas ha de abarcar un período de tiempo que la Organización Meteorológica Mundial fija en 30 años (Conferencia Internacional de Varsovia de 1935). Si no se dispone de series de datos de 30 años de duración continuada, se considera suficiente, en general, tomar períodos de tiempo que comprendan series continuas y completas (nunca períodos de tiempo partidos) con una duración no inferior a 15 años. La proximidad del período de tiempo de observación a la actualidad no se considera relevante siempre que se respete lo anterior.

  A partir de los datos registrados correspondientes a cada una de las variables meteorológicas, en cada uno de los meses del período de observación, es posible obtener el año normal (o medio) que es un conjunto de datos representativo de la situación atmosférica ideal anual del observatorio y que debe suponer la información base sobre la que realizar la caracterización climática del área de estudio.

  Para las variables meteorológicas relativas a valores medios (T, $\underline{M}$ y $\underline{m}$) y totales mensuales (P), los valores característicos del año ideal se determinan mes a mes, obteniendo el valor promedio en el período de tiempo considerado.

  Las variables meteorológicas absolutas (M y m) no tienen ese tratamiento. El valor característico del año ideal será, para cada mes, el valor extremo (máximo o mínimo) de entre los observados en el período establecido.

- Datos elaborados (calculados). Son la salida de diferentes modelos que se han ido desarrollando al efecto, con diferentes datos de partida, tratamiento geoestadístico de la información y tipo y grado de precisión de la información resultante (son fuentes de información indirectas).

  Modelos pioneros en este campo, que facilitan valores meteorológicos y climáticos a partir de las coordenadas de un punto cualquiera del territorio español, han sido:

  - Los modelos de estimaciones climáticas termopluviométricas de Sánchez-Palomares *et al.* (1999). Ofrecen valores termométricos (15 variables,

relativas a temperaturas medias del aire mensuales y anual) y pluviométricos (13 variables, correspondientes a precipitaciones medias mensuales y anual), para cada una de las unidades isogenéticas desde el punto de vista climático consideradas (cuencas hidrográficas principales y subcuencas mayores).

- Los programas "GenPT" y "Complet" de Manrique y Fernández-Cancio (2005). Su ejecución aporta valores mensuales de las temperaturas del aire máxima absoluta, mínima absoluta, media de las máximas, media de las mínimas, media y precipitación acumulada media de una localización concreta. Además incorporan variables fitoclimáticas relacionadas con la concepción de aridez de Gaussen y los parámetros ombrotérmicos del climodiagrama de Walter-Lieth.

Las diferencias entre ambas herramientas están en las bases conceptuales establecidas para su construcción, los datos de partida manejados (observatorios y período de observación de los datos en ellos registrados) y en el procedimiento estadístico empleado en la elaboración de los modelos.

A su vez, en los últimos años y a partir de los datos de las estaciones meteorológicas disponibles en el territorio, clasificadas frecuentemente por cuencas hidrográficas, se han implementado métodos geoestadísticos (técnicas estadísticas con variables geográficas susceptibles de influir en el clima, junto a procedimientos de interpolación espacial) que permiten aproximar datos meteorológicos o climáticos en forma de superficies continuas. Su representación cartográfica supone un conjunto de mapas digitales de variables climáticas (habitualmente temperatura media del aire (máxima, media y mínima), precipitación y radiación solar para todo un territorio extenso), con diferentes resoluciones espacio-temporales.

Bajos estas premisas y para el territorio español, se dispone del Atlas Climático Digital de la Península Ibérica (Ninyerola *et al.* 2005) y del Atlas Climático Ibérico (AEMET 2011). Este último ofrece información termopluviométrica media mensual y anual, tomando como referencia un período de observación de 30 años (de 1971 a 2000) y con salida en un raster que cubre todo el territorio peninsular con una resolución (tamaño de pixel) de 1 km x 1 km.

Con un ámbito territorial extranacional, también es posible recurrir a portales web desde los que se pueden descargar datos meteorológicos o climáticos en forma de superficies continuas (por ejemplo, la base de datos climatológicos WORLCLIM disponible en www.worldclim.org, o la KNMI, accesible en http://climexp.knmi.nl/start.cgi). En este caso es imprescindible comprobar quién está detrás de la información (asociaciones, instituciones o particulares), cuál es la información de partida y cómo ha sido tratada, y qué información ofrecen, especialmente en lo referente a la resolución espacial, que debe estar en armonía con la escala espacial de la actividad repobladora (frecuentemente sólo llegan a resoluciones espaciales de 10 km, lo que limita su aplicación).

Con independencia del origen de la información de partida, la adecuada descripción y caracterización de las condiciones climáticas generales de una estación debe hacer especial hincapié en las limitaciones y/o respuestas en sus relaciones con las comunidades

vegetales que viven en ella. Con carácter general, el régimen hídrico determina la existencia de diferentes comunidades definidas por similitud morfológica (formaciones vegetales), mientras que el régimen térmico diferencia comunidades por composición florística (asociaciones vegetales).

El proceso habitual que se sigue es el de identificar y valorar la disponibilidad energética e hídrica a nivel superficial, e integrando ambas, el período de actividad vegetativa. Concretando, los aspectos de interés a valorar son:

- **Disponibilidad energética.** Puede ser evaluada a partir del comportamiento medio anual de las variables termométricas (régimen térmico), siendo conveniente identificar:
  - el "mes más cálido". Es el mes del año normal con temperatura del aire media mensual más alta. La temperatura media de la máxima de ese mes (temperatura media de las máximas del mes más cálido) ofrece además información de cuánto de cálido es ese mes.
  - el "mes más frío". Se refiere al mes del año normal con temperatura del aire media mensual más baja. La temperatura en ese mes de la media de las mínimas (temperatura media de las mínimas del mes más frío) informa sobre el grado de frío alcanzado.
  - la "amplitud térmica u oscilación media anual de la temperatura del aire". Establecida como diferencia entre la temperatura media de las máximas del mes más cálido y la temperatura media de las mínimas del mes más frío, esta variable está directamente relacionada con el grado de continentalidad de las condiciones climáticas analizadas.
  - los "períodos de helada". Es posible distinguir entre "helada segura", que se considera acontece en todos los meses con temperatura media de las mínimas ($\underline{M}_i$) inferior a 0 °C, y la "helada probable" que se presenta en aquellos meses con temperatura media de las mínimas ($\underline{M}_i$) superior a 0 °C, pero con temperatura mínima absoluta (M_i) inferior a 0 °C (Allué 1990). En el caso de no disponer de valores de temperatura mínima absoluta (M_i), se puede seguir el criterio de Emberger (1954), según el cual un mes presenta helada probable si su temperatura media de las mínimas ($\underline{M}_i$) está entre 0 y 7 °C.

    Particularmente, esta información resulta de mucho interés para definir la época de plantación o siembra, pues permite minimizar daños por frío al material de repoblación (Gómez Sanz y Elena Roselló 1997). En los meses (período) con helada segura ambas acciones deben evitarse, posponiéndolas al final o anticipándola al inicio de los mismos. En el caso de los meses (período) de helada probable, la siembra o plantación es viable siempre que se evite realizarla en los días de helada.

- **Disponibilidad hídrica.** La variabilidad intranual del comportamiento de las entradas de agua (régimen pluviométrico), de las salidas de agua hacia la atmósfera (por evaporación y transpiración) y del balance entre ambas determina la cantidad de agua disponible en el sistema. De cara a su caracterización, resulta de interés:

- el “mes más lluvioso”. Se refiere al mes del año medio al que le corresponde la precipitación media mensual más alta.
- el “mes más seco”. Es el mes del año medio con la menor precipitación media mensual.
- la “distribución de la precipitación por estaciones”, tanto en valor absoluto, como relativo respecto de la precipitación anual. Para ello, desde un punto de vista meteorológico, se consideran meses de invierno: diciembre, enero y febrero; de primavera: marzo, abril y mayo; de verano: junio, julio y agosto; y de otoño: septiembre, octubre y noviembre.
- el “agua devuelta a la atmósfera (evapotranspiración)”. Del total de los aportes por precipitación que llega a la superficie, es posible diferenciar dos grandes fracciones: agua que de una forma u otra acaba en el mar, y agua que retorna a la Atmósfera en forma de vapor. Cuando se quiere determinar esta segunda fracción en una superficie cubierta de vegetación, resulta prácticamente imposible separar los procesos de transpiración y de evaporación propiamente dicha, por lo que es necesario recurrir al concepto de evapotranspiración, entendida ésta como “agua devuelta a la Atmósfera en forma de vapor como resultado de los procesos de evaporación y transpiración vegetal”.

  Como valor de referencia, Thornthwaite (1948) propuso la idea de “evapotranspiración potencial (ETP)”, o “agua devuelta a la Atmósfera en estado de vapor, en un suelo que tenga la superficie completamente cubierta de vegetación y en el supuesto de no existir limitación de agua para obtener un crecimiento vegetal óptimo” (la condición de superficie completamente cubierta de vegetación implica, según Penman (1948), la presencia de una cubierta vegetal continua, de altura uniforme que sombrea el suelo en su totalidad).

  La evapotranspiración potencial así definida es función exclusiva del clima e independiente de la especie vegetal, de ahí su indudable aplicación práctica. Para su determinación han sido varios los métodos desarrollados (Thornthwaite (1948); Turc (1961); Blaney y Criddle (1962), o ecuación FAO de Penman-Monteith (Allen *et al.* 1998)). De entre ellos, el que requiere menos información de partida, sin pérdida significativa de fiabilidad y precisión, es el propuesto por Thornthwaite (ver anexo 4 epígrafe 1) se exponen sus expresiones de cálculo), por lo que es una opción fácilmente implementable.
- el “balance hídrico”. La comparación de las precipitaciones mensuales con las ETPs, una vez conocidas éstas, posibilita la evaluación del balance hídrico asociado a ese dominio climático, aspecto de especial trascendencia en la respuesta vegetal en el territorio.

  Entre los diferentes modelos de balance desarrollados, uno de los más referenciados es el de Thornthwaite (1948) que, conocido como ficha hídrica, descansa sobre las siguientes hipótesis:

  - Si en el mes “i”, $P_i > ETP_i$, existe superávit de agua que quedará retenido en el suelo, si no se ha alcanzado la capacidad de retención de agua máxima de éste, o drenará superficialmente y en profundidad en caso

contrario. La ETP coincide con la Evapotranspiración Real Máxima Posible (ETRMP) y la vegetación no padece Sequía Fisiológica (SF).

- Si en el mes "i", $P_i = ETP_i$, no existe sobrante de agua por lo que no habrá drenaje ni variación en el contenido de agua en el suelo. La ETP también coincide con la ETRMP, con la consiguiente ausencia de SF.
- Si en el mes "i", $P_i < ETP_i$, existe déficit de agua que es paliado en parte por el agua existente en el suelo, por lo que éste reduce su contenido. No existe drenaje de agua, siendo la ETRMP menor que la ETP, lo que se traduce en SF (diferencia entre ETP y ETRMP).

El apartado 2 del anexo del capítulo 4 explica la estructura y método de cálculo de esta herramienta numérica. Su determinación permite extraer una serie de índices o parámetros de caracterización del balance hídrico en la estación de estudio (Gandullo 1994):

- Eficacia térmica del clima (Thornthwaite 1948). Valor que resulta de la suma de los 12 valores de ETP mensual. Si no hay limitaciones de agua en el suelo para el desarrollo de una cubierta vegetal continua, indica la cantidad anual de agua que consecuencia del régimen térmico (eficacia térmica) es potencialmente devuelta a la Atmósfera por evaporación y transpiración.
- Índice hídrico (Thornthwaite 1948). Parámetro que trata de evaluar la disponibilidad hídrica anual (a mayor valor, mayor disponibilidad) y que se obtiene de la expresión:

$$I_h = \frac{100 \cdot S - 60 \cdot D}{ETC}$$

  donde: S es el sumatorio de todos los superávit mensuales; D el sumatorio de todos los déficit mensuales; ETC la eficacia térmica del clima.
- Sequía fisiológica anual total: Valor que se define por la suma de las sequías fisiológicas (SF) mensuales, con lo que supone la cantidad de agua que en el año medio debería ser aportada para que la vegetación no sufra mermas de crecimiento por déficit hídrico.
- Evapotranspiración máxima posible anual. Es la suma de los valores de evapotranspiración real máxima posible (ETRMP) mensual. Aproxima la cantidad de agua que la vegetación puede aprovechar para un crecimiento efectivo.
- Drenaje calculado del suelo anual. Parámetro que resulta de la suma de los drenajes calculados mensuales (DRJ) del suelo, con lo que evalúa el agua que sale por escorrentía tanto superficial como subsuperficial.

De acuerdo con los valores de los dos primeros parámetros, Thornthwaite propuso la clasificación climática que se recoge en la tabla 4.4.

- **Período de actividad vegetativa.** La integración de información sobre disponibilidad energética e hídrica permite hacer una valoración del intervalo temporal en el que la vegetación se encuentra en actividad vegetativa plena. Este se corresponde con el período a lo largo del año en el que no hay parón vegetativo por falta de calor suficiente (frío) ni por escasez o ausencia de agua (aridez). La identificación del mismo se basa, por tanto, en delimitar:

Tabla 4.4. Clasificación climática de Thornthwaite (1948).

Eficacia térmica del clima (mm)	Clima	Índice hídrico (mm)	Clima
> 1.140	Megatérmico	> 100	Perhúmedo
De 570 a 1.140	Mesotérmico	de 20 a 100	Húmedo
de 285 a 570	Microtérmico	de 0 a 20	Subhúmedo
De 142,5 a 285	De tundra	de -20 a 0	Semiseco
< 142,5	Glacial	de -40 a -20	Semiárido
		de -60 a -40	Árido

- El período frío (parón de actividad vegetativa por frío o invierno fisiológico). No hay acuerdo unánime sobre un valor de referencia para delimitar el mismo, habiéndose considerado básicamente dos posibilidades para marcar el inicio de la actividad vegetativa: temperatura del aire de 6 ºC, según el criterio propuesto por Gaussen (Gandullo *et al.* 1998), o temperatura del aire de 7,5 ºC (Montero de Burgos y González Rebollar 1993; Rivas Martínez 1987). De esta forma, se considera período frío el intervalo de meses que muestran una temperatura media mensual inferior al valor de referencia.
- El período de aridez (parón de actividad vegetativa por falta de agua). Es el intervalo de tiempo, estacionalmente recurrente y por tanto no excepcional, en el que las entradas de agua son tan reducidas, o incluso inexistentes, que son insuficientes para cubrir las necesidades hídricas de la vegetación (es un indicador del estrés hídrico que sufre la vegetación en este periodo). Tampoco hay una regla aceptada universalmente, habiéndose seguido dos opciones:
  - según el criterio de Gaussen, hay aridez en aquellos meses en los que el valor del doble de su temperatura del aire media (en ºC) es superior al valor de su precipitación media (en mm) (Gandullo *et al.* 1998). Su intensidad se calcula en los climodiagramas de Walter-Lieth (ver epígrafe 3 del anexo del capítulo 4) considerando el área comprendida por las curvas de la temperatura y de la precipitación media mensual.
  - a partir del modelo de ficha hídrica de Thornthwaite, la estimación del periodo seco se focaliza en los meses en los que la ETP supera a la precipitación, y su intensidad (diferencia acumulada entre ETP y precipitación en esos meses) lleva a una sequía fisiológica mayor de cero, concepto similar al de la variable intensidad bioclimática seca (IBS) de Montero de Burgos y González Rebollar (1993).

A modo de resumen, todo este conjunto de aspectos climáticos comentados aparecen reseñados en la tabla 4.5, conformando una información básica imprescindible para el correcto diseño y ejecución de las tareas repobladoras.

Tabla 4.5. Síntesis de información climatológica de interés en los trabajos de repoblación forestal.

Cualidad climática	Variables	Implicaciones ecofisiológicas
Disponibilidad energética	Temperatura media de las máximas del mes más cálido	Máxima energía disponible para las funciones metabólicas
	Temperatura máxima absoluta del período de observación	Riesgo de daños por temperaturas cálidas extremas
	Temperatura media de las mínimas del mes más frío	Mínima energía disponible para las funciones metabólicas
	Temperatura mínima absoluta del período de observación	Riesgo de daños por temperaturas frías extremas
	Meses de helada probable y de helada segura	
	Oscilación media anual de la temperatura	Afección en función de la plasticidad térmica
Disponibilidad hídrica	Precipitación del mes más lluvioso y del mes más seco.	Valores extremos de entrada de agua por precipitación
	Precipitación en invierno (diciembre, enero y febrero)	Comportamiento intraanual de la entrada de agua al sistema
	Precipitación en primavera (marzo, abril y mayo)	
	Precipitación en verano (junio, julio y agosto)	
	Precipitación en otoño (septiembre, octubre y noviembre)	
	Evapotranspiración potencial anual	Eficacia térmica del clima para evaporar y transpirar agua (condiciones de crecimiento potencial sin limitaciones por escasez de agua)
	Índice Hídrico (Thornthwaite)	Balance hídrico global (agua disponible en el conjunto del año)
	Sequía Fisiológica anual	Restricciones al crecimiento que suponen los déficits hídricos a lo largo del año
	Evapotranspiración Máxima Posible Anual	Condiciones de crecimiento real, considerando la merma que supone la sequía fisiológica respecto del crecimiento potencial
	Drenaje Calculado del Suelo	Agua que drena, sin efectos directos en el crecimiento
Período de actividad vegetativa	Meses de período frío ($T < 6$ °C)	Duración del período anual de parón de actividad vegetativa por frío
	Meses de período de aridez ($P < 2 \cdot T$)	Duración del período anual de parón de actividad vegetativa por falta de agua (aridez)
	Meses de período vegetativo	Duración del período anual de actividad vegetativa plena

Finalmente, la cada día menos discutida amenaza de cambio climático aconseja su consideración en el proceso de caracterización climática de la estación a repoblar, en la idea de hacer una previsión de los posibles impactos negativos a los que pueda verse sometida en un futuro más o menos próximo la masa a instalar (probable reducción de la disponibilidad hídrica y aumento de la intensidad de las precipitaciones, de la frecuencia de las perturbaciones abióticas o bióticas, de la severidad de los incendios, etc. (Serrada *et al.* 2011)). No obstante, esta tarea resulta, a día de hoy, un desiderátum de difícil satisfacción, dada su elevada complejidad y la enorme incertidumbre a ella asociada.

La modelización del sistema climático es un área de investigación muy activo, que genera nuevos conocimientos y productos en ciclos muy rápidos, de tal forma que sus resultados están sometidos a continua revisión y reorientación, lo que lastra considerablemente su aplicabilidad. No existen por tanto criterios fijos, ampliamente admitidos, de elección de escenarios posibles dentro de la amplia oferta desarrollada, con lo que los usuarios deben evaluar el empleo de unas u otras proyecciones en función del horizonte temporal de su interés, el tipo de variables o fenómenos de estudio (valores medios o extremos; puntuales o en formato raster), las fuentes de incertidumbre a considerar (método estadístico o dinámico; escenarios de emisiones), la cobertura geográfica de los datos, etc.

En este tan heterogéneo y cambiante contexto, y en cumplimiento del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (OECC 2006), la AEMET ofrece escenarios climáticos regionales de cambio para la geografía española, como base sobre los que evaluar los impactos, la vulnerabilidad y las estrategias de adaptación al cambio en los diferentes sistemas ecológicos (http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/cambio_climat). Entre las posibles opciones está la colección de "Escenarios PNACC-Datos mensuales" donde se presentan valores agregados mensualmente de variables que se ha considerado de amplia utilidad para los distintos sectores activos en la evaluación de los efectos del cambio climático (conjunto que incluye, entre otras, la temperatura media máxima del aire (TXMM, en °C), la temperatura media mínima del aire (TNMM, en °C) y la precipitación media total acumulada (PRCPTOT, en mm mes^{-1}), organizadas por años para un período temporal que llega hasta el 2100. Acceder a esta información puede posibilitar hacer una aproximación a la evaluación de la homologación ecológica de los requerimientos ecológicos de las especies a introducir respecto de las condiciones climáticas futuras.

5. Caracterización edáfica

El suelo es un componente básico de los sistemas naturales que supone un recurso multifuncional y no renovable, pues adquiere su morfología y propiedades después de una lenta y larga evolución. La evaluación suficiente de su papel en el proceso repoblador requiere de una percepción global e integradora del proceso general de edafogénesis, en paralelo a la adecuada estimación de su grado de evolución, y de la descripción y evaluación de las propiedades edáficas más trascendentes en la respuesta ecológica.

Bajo estas premisas, la descripción y evaluación de las condiciones edáficas de una estación se debe acometer en dos fases diferenciadas:

- Descripción en campo y muestreo del suelo. Esta actividad debe aportar información de base tanto para el estudio de su formación y desarrollo, como

para el marco contextual de interpretación de sus propiedades biológicas, físicas o químicas, a la vez que facilite su comparación con otros suelos.

La toma de muestras (el proceso detallado se describe en el epígrafe 4 del anexo del capítulo 4) debe ser especialmente cuidadosa, dado que supone la principal fuente de errores dentro del proceso general de descripción de suelos. Una correcta identificación de los diferentes horizontes genéticos a perfil completo y recogida de muestras de los mismos resulta, por tanto, fundamental. Permite aproximar el grado de evolución edáfica e implica no manejar datos distorsionados o no representativos que puedan llevar a interpretaciones equivocadas.

- Interpretación y valoración de resultados de laboratorio, sobre los que identificar las propiedades físicas, químicas y biológicas propias del perfil analizado.

  Tras recibir las muestras, el laboratorio lleva a cabo sobre ellas una serie de procesos analíticos cuyo resultado final es un conjunto de valores numéricos que cuantifican, para cada una de las muestras extraídas (horizontes genéticos identificados), diferentes variables edáficas. La adecuada interpretación del conjunto de resultados obtenidos permite calificar las diferentes propiedades físicas, biológicas y químicas del suelo inventariado y valorar su variabilidad interna, identificando el grado de evolución edáfica (en el anexo del capítulo, epígrafe 5, se exponen las distintas opciones de cara a obtener el valor característico del perfil más adecuado para las diferentes variables de estudio).

La interpretación integrada de la información obtenida en estas dos fases debe posibilitar identificar cualidades de los suelos sobre las que contrastar el cumplimiento de los requerimientos específicos que presenta un determinado uso, haciendo especial hincapié en las limitaciones y/o respuestas en sus relaciones con las comunidades vegetales que viven, o puedan vivir, sobre y de él. Las cualidades que en este sentido debe ofrecer el medio edáfico son:

- **Espacio disponible para el desarrollo radical.** Este resulta de la consideración conjunta de las características edáficas siguientes:
  - Profundidad. La posición respecto de la superficie del suelo de la roca dura continua, o de horizontes endurecidos por procesos edafogenéticos, determina el espacio físico explorable por las raíces, lo que afecta a la disponibilidad de aire, de agua y de nutrientes para las plantas.

    La evaluación de esta propiedad se efectúa sobre la calicata abierta, determinando con cinta métrica la distancia entre la superficie y el nivel de la roca madre en masa, consistente y relativamente continua. De acuerdo con el valor alcanzado, es posible calificar el volumen de suelo disponible según lo propuesto en la tabla 4.6.
  - Pedregosidad y abundancia de elementos gruesos. Los fragmentos de roca madre (piedras, cantos y gravas) disminuyen el volumen efectivo de suelo para almacenar aire, agua y nutrientes, y para ser explorado por las raíces. A su vez, la preparación del suelo y la ejecución de plantaciones y siembras pueden verse dificultados.

    También tiene implicaciones hidrológicas, afectando a la tasa de infiltración y a la generación de escorrentía, tanto superficial (al ofrecer obstáculos en

Tabla 4.6. Calificación de la profundidad edáfica medida (a partir de los valores de referencia de caracteres que informan de limitaciones físicas para el desarrollo vegetal en la clasificación de suelo de la FAO (IUSS Working Group WRB 2014).

Profundidad (cm)	Clase
> 100	Muy alta
50 a 100	Alta
25 a 50	Mediana
< 25	Escasa

la circulación del agua precipitada, aumentado el tiempo de permanencia del agua), como subsuperficial. A su vez, actúa en ciertas ocasiones como un efectivo *mulch*, reduciendo las pérdidas superficiales por capilaridad y dificultando la formación de una costra superficial que puede aparecer por efecto mecánico de las gotas de lluvia.

Su evaluación es compleja, y no exenta de un alto grado de subjetividad. Comprende dos partidas principales:

- La pedregosidad no muestreable, tanto superficial como a lo largo de los horizontes muestreados. Son fragmentos de roca madre que aparecen al excavar y que no son incorporados a las muestras remitidas al laboratorio. Se determina por observación directa, valorando en porcentaje el volumen que ocupan todos los fragmentos respecto del volumen total del suelo.
- Elementos gruesos. Son todas las partículas minerales incluidas en las muestras que tienen un tamaño superior a 2 mm. Se evalúan en laboratorio y se expresa en porcentaje que supone su peso respecto el peso del suelo natural. Es muy importante evaluar este componente de la fracción sólida del suelo, con lo que hay que pedir expresamente al laboratorio su determinación.

La fracción mineral que excluye pedregosidad no muestreable y elementos gruesos recibe el nombre de "tierra fina" (TF). Se corresponde, por tanto, con el porcentaje en suelo natural que suponen las partículas de tamaño inferior o igual a 2 mm. Esta fracción mineral es especialmente importante, pues determina de forma acusada el comportamiento físico y químico del suelo.

No hay criterios establecidos para la calificación de la pedregosidad y elementos gruesos (o complementariamente, la tierra fina*)*, si bien el sistema clasificatorio de suelos de la FAO (IUSS Working Group WRB 2014) asigna el calificador "esquelético" a los Grupos de Suelos de Referencia que presentan en todos los horizontes un contenido en tierra fina inferior al 40 %. Son, en consecuencia, suelos con muy escasa capacidad de retención de agua y muy reducida fertilidad potencial.

- Rocosidad. El volumen ocupado por el macizo rocoso que aflora superficialmente, o próximo a la superficie, no tiene ningún interés desde el

punto de vista de la fertilidad y de la capacidad de retención de agua (supone una acusada merma en ambos aspectos). Además, la rocosidad dificulta mucho el laboreo del suelo (probabilidad de desperfectos en el equipo y bajo rendimiento) y las labores de instalación (siembra o plantación) de una nueva cubierta vegetal, así como el posterior aprovechamiento de la misma.

Al igual que ocurre con la pedregosidad, la evaluación de este carácter es por observación directa y estimación subjetiva (porcentaje) de la superficie del suelo cubierta por los afloramientos del macizo rocoso, así como de su distribución espacial (volumen que emerge sobre el suelo, patrón de reparto superficial, etc.).

- **Disponibilidad de nutrientes (fertilidad).** Viene determinada por la combinación de las características edáficas siguientes, responsable de la disponibilidad y asimilabilidad de nutrientes:
  - Materia orgánica. La materia orgánica en los suelos es determinante de importantes propiedades edáficas, químicas (contenido en nutrientes y capacidad de intercambio iónico) y físicas (favorece el desarrollo de estructura, con lo que supone tanto una mejora en la porosidad y, por extensión, en la permeabilidad y el drenaje, y en la capacidad de retención de agua útil, como una mayor protección del mismo frente a su degradación física por erosión). Su presencia en el suelo puede ser caracterizada tanto en cantidad como en calidad (para la descomposición) de la misma.
    - Contenido en materia orgánica. La fracción orgánica del suelo está integrada por los organismos vivos, los despojos orgánicos (materia orgánica fresca) y el humus. Analíticamente, el componente orgánico habitualmente determinado en laboratorio es el "carbono orgánico humificado", expresado en porcentaje de presencia en peso en tierra fina. Este valor se traduce a materia orgánica total (MO) multiplicándolo por el coeficiente 1,72 (coeficiente de Waksman). La calificación del mismo se puede realizar de acuerdo con los límites recogidos en la tabla 4.7.
    - Calidad de la materia orgánica. El principal parámetro revelador de la calidad de la materia orgánica respecto de su predisposición a la descomposición (humificación y mineralización) es la relación carbono/nitrógeno (C/N, contenido en carbono respecto al contenido en nitrógeno), permitiendo a partir de su valor, aproximarse al tipo de humus presente en el horizonte superior.

Tabla 4.7. Clasificación de contenidos en materia orgánica (Gandullo 1985).

Cantidad de materia orgánica (%)	Evaluación
< 2,5	Muy deficiente (deficientemente humífero)
2,5 a 4,9	Algo deficiente (moderadamente humífero)
5,0 a 9,9	Bien provisto (humífero)
9,9 a 19,9	Algo excesivo (fuertemente humífero)
> 20,0	Muy excesivo (excesivamente humífero)

Este valor adimensional obtenido analíticamente puede ser evaluado según lo recogido en la tabla 4.8, siendo exclusivamente de aplicación para el horizonte más superficial del perfil muestreado.

Tabla 4.8. Clasificación de la calidad de la materia orgánica (Nicolás (1968) en Gandullo (1985)).

Relación C/N	Evaluación de la materia orgánica	Tipo de humus (sólo horizonte superficial)
7 a 8	Muy buena	Mull cálcico
8 a 12	Buena	Mull cálcico
12 a 15	Mediana	Mull forestal
15 a 20	Deficiente	Moder
20 a 30	Mala	Moll
30 a 50	Muy mala	Mor

- Tamaño y estado del complejo adsorbente. El conjunto total de partículas coloidales del suelo que son capaces de retener (adsorber) iones de cambio constituye lo que se conoce como complejo adsorbente. Su tamaño y estado tienen repercusiones muy importantes en el comportamiento químico del suelo (fertilidad mineral, reacción del suelo, etc.), siendo habitualmente caracterizado por magnitudes como:
  - Capacidad total de cambio (CIC, CEC o T). Expresa la cantidad máxima de cationes que el complejo adsorbente puede retener, en meq 100 g^{-1} de suelo (o su equivalente, cmol (+) kg^{-1} de suelo). Evalúa el tamaño del almacén que para las formas iónicas de los nutrientes liberados suponen las partículas del complejo adsorbente, con lo que es indicador de la fertilidad mineral potencial del suelo.

    Valores de CIC entre 10 y 20 meq 100 g^{-1} de suelo se pueden considerar buenos (tamaño adecuado), mientras que valores inferiores a 10 implican escaso poder de fijación de cationes por el complejo adsorbente y por consiguiente facilidad para su lavado, y valores superiores a 20 meq 100 g^{-1} de suelo indican alta fijación de cationes con posible bloqueo de los mismos y deficiencias en la nutrición mineral de los vegetales (Cobertera 1993).
  - Suma de bases intercambiables (S). Cantidad de cationes alcalinos y alcalinotérreos retenidos por el complejo adsorbente (Ca, Mg, Na y K), en meq 100 g^{-1} de suelo (o su equivalente, cmol (+) kg^{-1} de suelo).

    El valor S suele aparecer desglosado en cantidades retenidas de Ca, Mg, Na y K, expresadas en meq 100 g^{-1} de suelo. Respecto a la nutrición vegetal, la situación más adecuada se caracteriza por presentar mayores contenidos de Ca, al que siguen en orden descendente Mg, Na y K. Si es el Na el elemento más retenido, pueden aparecer problemas de salinidad, que lleven a disfunciones en los procesos de nutrición para algunas especies vegetales.

- Grado o tasa de saturación en bases (V). Relación del valor S (bases retenidas en el complejo adsorbente) respecto del CIC (tamaño del mismo), en tanto por ciento.

  Los valores de V próximos a 100 implican suelos saturados o casi saturados, de pH alto, es decir, básicos. Por el contrario, valores inferiores al 50%, indican complejo adsorbente insaturado y pH bajo, y por consiguiente, suelos ácidos (el hidrógeno y aluminio son los elementos más retenidos en el complejo adsorbente pero no tienen interés desde el punto de vista de la fertilidad; carácter oligotrófico).

◦ Reacción del suelo (pH en agua). Regula diferentes propiedades del suelo muy relacionadas con la fertilidad o con su comportamiento químico frente a las partículas minerales (alteración) y orgánicas (descomposición).

  El objetivo de la evaluación de la reacción del suelo es conocer tanto la acidez actual (presencia de protones en la solución externa del suelo), como la acidez potencial (abundancia de protones en las soluciones externa e interna del suelo). Para la determinación de la acidez actual, la más habitual, se utiliza el "pH en agua", mientras que para la acidez potencial se emplea habitualmente el "pH en cloruro potásico". Los resultados obtenidos (adimensionales) pueden calificarse según las categorías recogidas en la tabla 4.9.

◦ Presencia de sales (salinidad y sodicidad). La presencia de sales más solubles que el yeso en las soluciones del suelo genera disfunciones metabólicas a la mayor parte de los vegetales (a excepción de las especies halófitas) que merman su desarrollo y comprometen su supervivencia. Asociado a ella, concentraciones elevadas de sodio intercambiable tienen un efecto perjudicial para ciertas propiedades químicas (pH elevado, arcillas en estado disperso, mala estructura y aireación, deficiente drenaje, etc.).

  La conductividad eléctrica a 25 °C (en extracto de pasta saturada) es la variable de medida estándar de la presencia de sales, expresada en mmhos cm^{-1} a 25° C (un mhos es un ohmio-1) o, en el Sistema Internacional, en Siemen metro-1 ($S\ m^{-1}$). La equivalencia entre ambas unidades es de 1 mmho cm^{-1} = 1 $dS\ m^{-1}$. Para la presencia de sodio en las soluciones edáficas, la medida correspondiente es el "porcentaje o tasa de sodio intercambiable" (PSI o ESP), que resulta de la relación entre el Na retenido respecto de la Capacidad de Intercambio Catiónico, indicada en porcentaje.

  Debido al carácter limitante de la salinidad y sodicidad, la evaluación global de las condiciones del perfil se debe focalizar en dos valores: i) valor del horizonte superficial; ii) valor más alto de los obtenidos en los diferentes horizontes. La tabla 4.10 recoge las categorías de calificación del grado de presencia de sales y sodio en el medio edáfico.

◦ Abundancia de calcio. El calcio es un elemento que interviene activamente en los procesos edáficos y en los ciclos biogeoquímicos de los ecosistemas, así como en los efectos fisiológicos de otros elementos nutritivos. El calcio químicamente activo está constituido por el disuelto en la solución del suelo, el absorbido por las partículas coloidales y el carbonato finamente dividido.

Tabla 4.9. Clasificación de Wilde para la reacción del suelo (Gandullo 1985).

pH	Evaluación
< 3,9	Extremadamente ácido
4,0 a 4,6	Muy fuertemente ácido
4,7 a 5,4	Fuertemente ácido
5,5 a 6,4	Moderadamente ácido
6,5 a 7,2	Neutro
7,3 a 7,9	Moderadamente básico
8,0 a 8,4	Fuertemente básico
> 8,4	Extremadamente básico

Tabla 4.10. Clasificación de la presencia de sales (modificado de Porta Casanellas y López-Acevedo 2005).

CE (mmhos cm^{-1})	Evaluación
< 1,0	Normal (libre de influencia salina)
1,0 a 2,0	Salinidad débil (ligeramente afectado)
2,0 a 4,0	Salino (salinidad moderada)
> 4,0	Fuertemente salino (salinidad elevada)

PSI (%)	pH	Evaluación
0 – 15	-	Normal
> 15	≤ 8,5	Sódico
	> 8,5	Medianamente alcalino, si PSI = 15 – 20 %
		Fuertemente alcalino, si PSI = 20 – 30 %
		Extremadamente alcalino, si PSI > 30 %

De estas tres porciones, el sumando más importante es el carbonato finamente dividido, conocido por "caliza activa" (partículas inferiores a 50 µm), dada su condición de reserva mineral fácilmente movilizable.

La presencia de calcio se evalúa tanto en la fracción mineral total del suelo, "carbonatos totales" (CO_3Ca (eq) o CT), como en aquella fracción de tamaño limo y arcilla, "carbonatos activos" (CA), expresándose ambos en porcentaje de presencia en tierra fina. Estos valores pueden ser calificados en cuanto a la presencia de carbonatos activos y carbonatos totales según lo reflejado en la tabla 4.11.

- Contenido en macronutrientes principales. La fertilidad mineral de un suelo puede ser aproximada por evaluación de la presencia en forma asimilable

Tabla 4.11. Calificación de la presencia de carbonatos activos, según Gandullo (1985); y carbonatos totales (CT), según Cobertera (1993)**.**

Carbonatos activos (%)	Evaluación	Carbonatos totales (%)	Clima
< 2,5	Totalmente descarbonatado	0 a 2	Insuficiente Ca soluble
2,5 a 10	Bastante descarbonatado	2 a 5	Suficiente Ca, P y Fe soluble
10 a 20	Algo descarbonatado	5 a 12	Suficiente Ca y P, algún problema con el Fe
20 a 40	Poco descarbonatado	12 a 18	Exceso de Ca, algo de P e insuficiente Fe
> 40	No descarbonatado	18 a 25	Exceso de Ca, insuficiente P y muy insuficiente Fe
		> 25	Exceso de Ca, muy insuficiente en Fe, P y otros

de los macronutrientes considerados fundamentales para el metabolismo vegetal: nitrógeno, fósforo y potasio.

- Contenido en nitrógeno. En laboratorio, los contenidos en nitrógeno se determinan habitualmente por el método Kjeldhal, que arroja valores en tanto por ciento en tierra fina. La calificación de estos valores se puede realizar de acuerdo con lo recogido en la tabla 4.12.
- Contenido en fósforo. La extracción del fósforo asimilable de las muestras del suelo constituye un verdadero problema analítico, dado que este elemento aparece en mayor o menor grado de asimilabilidad y en una u otra formulación, según el pH del suelo. Es por ello que los métodos usuales dan resultados muy diferentes en función del procedimiento de extracción aplicado.

  El contenido en fósforo asimilable se expresa habitualmente en ppm (partes por millón) o mg 100 g^{-1} de suelo (1 mg 100 g^{-1} de suelo equivale a 10 ppm) bien en forma elemental o bien en forma de óxido (P_2O_5). La transformación de contenidos de fósforo en forma P_2O_5 a P elemental se realiza dividiendo por el valor 2,3.

Tabla 4.12. Clasificación de los contenidos en nitrógeno (Cobertera 1993).

Nitrógeno (%)	Calificación
0 a 0,05	Muy deficiente
0,05 a 0,1	Algo deficiente
0,1 a 0,2	Normal
0,2 a 0,4	Bien provisto
> 0,4	Muy bien provisto

La tabla 4.13 presenta las categorías de calificación según los métodos de extracción del fósforo en laboratorio. En general se acepta que el método más idóneo, tanto por la relación entre los resultados y la alimentación fosforada de las plantas, como por su adaptación a todo tipo de suelos, es el método de Olsen (Cobertera 1993).

Tabla 4.13. Clasificación de los contenidos en fósforo (Cobertera 1993).

P (ppm)		Calificación
Método BRAY-KURTZ	Método de OLSEN	
0 a 20	0 a 1	Muy Deficiente
20 a 50	1 a 3	Algo deficiente
50 a 75	3 a 6	Normal
75 a 100	6 a 10	Bien provisto
> 100	> 10	Muy bien provisto

- Contenido en potasio. La presencia de potasio asimilable se suele expresar también en ppm (partes por millón) o mg 100 g^{-1} de suelo (1 mg 100 g^{-1} de suelo = 10 ppm) en forma elemental o en forma de óxido (K_2O). Para convertir cantidades obtenidas en forma de K_2O a cantidades de K elemental se han de dividir las primeras por el valor 1,2. Su calificación puede implementarse de acuerdo con lo recogido en la tabla 4.14.

Tabla 4.14. Clasificación de los contenidos en potasio (Cobertera 1993).

K (ppm)		Calificación
Extraído por una solución de acetato amónico normal a pH 7	Extraído con ácido acético	
0 a 50	0 a 2	Muy Deficiente
50 a 100	2 a 4	Algo deficiente
100 a 150	4 a 6	Normal
150 a 200	6 a 10	Bien provisto
> 200	> 10	Muy bien provisto

- **Espacio no ocupado por la fase sólida del suelo (porosidad).** Esta cualidad edáfica permite la circulación y almacén tanto de aire (aireación) como del agua (permeabilidad y capacidad de retención de agua). Su evaluación se relaciona con los siguientes caracteres edáficos:
  - Textura (contenido en arena, limo y arcilla). La textura de un horizonte edáfico hace referencia al tamaño de las partículas presentes en su fracción de tierra fina, agrupadas por categorías de tamaños y supuestas todas de forma esférica.

Existen diferentes escalas granulométricas que permiten la clasificación de las partículas minerales de la tierra fina en las tres categorías de tamaños básicas. La más referenciada es probablemente la del Departamento de Agricultura de los EEUU (USDA), que establece como:

- Arenas: partículas de tamaño entre 50 µm y 2 mm.
- Limos: partículas de tamaño entre 2 y 50 µm.
- Arcillas: partículas de tamaño ≤ 2 µm.

La presencia de partículas en cada categoría se expresa en porcentaje en peso (peso de las partículas de la categoría respecto al peso total de la tierra fina), con lo que la suma de los valores correspondientes debe dar como resultado un 100 %.

Las combinaciones de contenidos de arenas, limos y arcillas que generan un comportamiento y estado similar del agua y del aire en el suelo definen lo que se conoce como "clases texturales". Sobre la base de cuatro tipos principales (arenosa, limosa, arcillosa y franca) se han desarrollado diferentes sistemas clasificatorios de clases texturales. La clasificación del Departamento de Agricultura de los EEUU (USDA) se presenta en la tabla 4.15, con el diagrama triangular recogido en la figura 4.2 como herramienta gráfica para su implementación (Porta Casanellas y López-Acevedo 2005).

Tabla 4.15. Regiones y clases texturales establecidas por el USDA.

Región	% Arena	% Limo	% Arcilla	Designación
I	0-45	0-40	40-100	Arcillosa
II	0-20	40-60	40-60	Arcillo-limosa
III	45-65	0-20	35-55	Arcillo-arenosa
IV	20-45	15-53	27-40	Franco arcillosa
V	0-20	40-73	27-40	Franco arcillo-limosa
VI	45-80	0-28	20-35	Franco arcillo-arenosa
VII	23-52	28-50	7-27	Franca
VIII	0-50	50-88	0-27	Franco limosa
IX	43-85	0-50	0-20	Franco arenosa
X	0-20	80-100	0-12	Limosa
XI	70-90	0-30	0-15	Arenosa franca
XII	85-100	0-15	0-10	Arenosa

Las texturas con proporciones más o menos compensadas de arcillas, limos y arenas (francas o equilibradas) son las ideales por las buenas propiedades físicas y químicas que de ellas se derivan. Por el contrario, las texturas “desequilibradas” pueden dar origen a diversos problemas (susceptibilidad a la erosión y condiciones deficientes en aireación, permeabilidad, capacidad de retención de agua o fertilidad potencial).

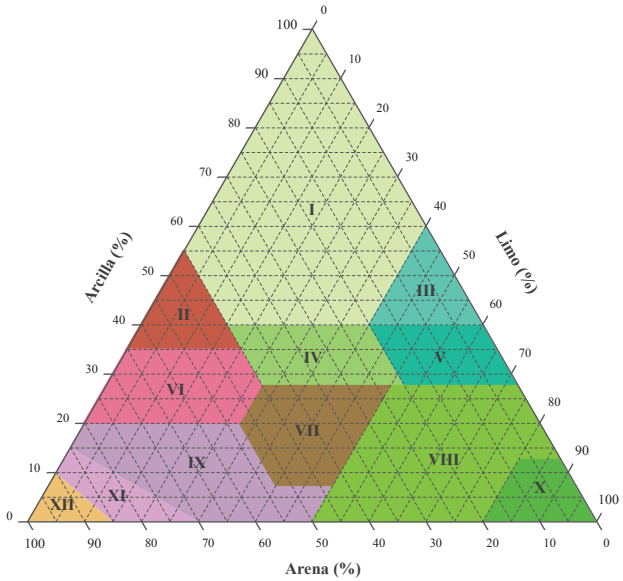


Figura 4.2. Diagrama triangular para clasificación textural según USDA.

Un aspecto importante a valorar es la posible heterogeneidad textural del perfil (aspecto muy asociado al grado de evolución edáfica). Cambios más o menos abruptos de tipo textural entre horizontes del perfil pueden condicionar el estado y comportamiento del agua y del aire en el suelo, y por ende el desarrollo radical (por ejemplo, presencia de horizontes intermedios con patente acumulación de arcilla). Esta limitación puede, en ciertos casos, ser superada con la aplicación de un procedimiento de preparación del suelo adecuado.

- Estructura. Se corresponde con la forma de agregación (unión) de las partículas edáficas, dando la posibilidad de formación de agregados. Estos son estructuras constituidas por un esqueleto, integrado por las partículas de mayor tamaño de la fracción sólida -gravas y gravillas, arenas y limos-, más un cemento que garantiza la unión física de las partículas del mismo. De esta forma, son dos los tipos básicos de estructura:
  - Estructura grumosa. Esqueleto y cemento conforman agregados de tamaños y formas diversas (prismáticos, columnares, en bloques, granulares, etc.). En su formación y estabilidad juega un papel determinante el cemento, teniendo su origen en la acción de lo que se conoce como agentes creadores de estructura, y que básicamente son las partículas coloidales del suelo (arcillas y humus) y los productos de precipitación/concentración química (carbonatos, sales, óxidos, etc.).

    Los horizontes edáficos con esta estructura suelen presentar superficies de debilidad por las que se parten, dando lugar a agregados cuya forma se repite con un patrón similar.

- Estructura particular. Domina la presencia del esqueleto (con escasez o ausencia de cemento; estructura de grano suelto) o del cemento (con ausencia efectiva de esqueleto; estructura masiva o maciza).

Paralelamente, la intensidad de agregación (cohesión dentro de los agregados y la adhesividad entre ellos) define lo que se conoce como grado de estructura de un suelo, estableciéndose cuatro niveles fundamentales: fuerte, moderada, débil o sin estructura.

El tipo de estructura y su estabilidad (grado de estructura) condiciona básicamente la porosidad, y a resultas de ello, el desarrollo radicular, la aireación y el drenaje, determinando a su vez la susceptibilidad del suelo frente a la degradación física por erosión. La evaluación de ambos caracteres es compleja, siendo aproximada en campo a partir de una valoración subjetiva.

Una vez que han sido evaluadas tanto la textura como la estructura de los respectivos horizontes edáficos, es posible valorar otros aspectos del suelo que resultan de la combinación de estas dos propiedades:

- Permeabilidad (drenaje). Representa la velocidad de percolación (movimientos descendentes del agua gravitacional), con lo que resulta fundamental para eliminar el exceso de agua que se produce tras precipitaciones más o menos intensas. Está muy relacionada con la ausencia de texturas desequilibradas finas, lo que permite la presencia de un volumen de macroporos que después de las lluvias dejan drenar el agua y quedan llenos de aire. Un buen drenaje evita, por tanto, la falta de aireación por encharcamiento prolongado, que, entre otros efectos, puede generar problemas por asfixia radicular.

  La determinación de la permeabilidad (velocidad de infiltración o percolación) puede realizarse bien por medición directa (costosa en tiempo y recursos, sólo es factible en parcelas experimentales y en estudios científicos localizados) o bien por estimación indirecta, habitualmente mediante la aplicación de modelos empíricos desarrollados al efecto. De entre ellos, en el ámbito forestal español ha sido muy aplicado el propuesto por Gandullo en 1985 (epígrafe 6 del anexo del capítulo 4), que ofrece un parámetro adimensional que por comparación entre los correspondientes a cada uno de los horizontes del perfil permite identificar situaciones de cambio de permeabilidad que pueden tener relevancia en el desarrollo radical.

- Reserva de agua (agua útil). Es la cantidad de agua retenida en el suelo que está disponible para la vegetación. Tiene especial importancia en el ámbito mediterráneo, caracterizado por un período árido más o menos marcado.

  La cantidad de agua retenida en un suelo (tasa de humedad) viene determinada por el valor de su potencial hídrico, evaluado éste en atmósferas o en cm de agua, o utilizando el parámetro adimensional pF (logaritmo decimal del potencial hídrico en cm de agua, cambiado de signo). La relación entre el potencial hídrico y la cantidad de agua retenida en el suelo define la curva de humedad, propia y específica de cada muestra de suelo, que presenta como puntos más característicos:

- Agua retenida a un potencial hídrico de 1/3 de atmósferas (pF = 2,5). Cantidad máxima de agua que la fuerza de la gravedad no puede movilizar. Equivale a la máxima cantidad de agua que ese suelo puede retener, una vez que ha finalizado el drenaje interno, es decir, cuando ha escurrido toda el agua gravitacional (sólo queda el agua capilar más el agua higroscópica). Esta cantidad de agua se conoce con la denominación de "capacidad de retención de agua máxima del suelo" (CRA).
- Agua retenida a un potencial hídrico de 15 atmósferas (pF = 4,2). Cantidad de agua retenida en el suelo con una fuerza superior a la de succión media de los sistemas radicales de los vegetales, siendo por tanto agua no utilizable por las plantas. Este valor es conocido como "punto de marchitamiento" (PM).

El porcentaje en peso del agua retenida respecto del suelo seco define la variable tasa gravimétrica de humedad (w), pudiendo estar expresada en valores de porcentaje (% o tanto por uno) o en mm (litros de agua por m^2). La calificación de los valores de tasa de humedad para la capacidad de retención de agua máxima del suelo (CRA) puede ser aproximada según valores de la tabla 4.16.

La cantidad de agua máxima útil para la vegetación queda delimitada por la diferencia entre la tasa gravimétrica de humedad (w) para un potencial hídrico de 1/3 de atmósferas (CRA) y la correspondiente a un potencial hídrico a 15 atmósferas (PM). La determinación de estas variables puede hacerse por estimación sobre la correspondiente muestra del suelo (en laboratorio) o recurriendo a métodos indirectos (fórmulas empíricas desarrolladas al efecto). Entre estos últimos, el modelo propuesto por Gandullo (1994) ha sido de uso frecuente en los estudios sobre suelos forestales (epígrafe 7 del anexo del capítulo 4).

Tabla 4.16. Clasificación de los horizontes o del perfil en relación a su capacidad de retención de agua máxima (tasa gravimétrica) (Monturiol *et al.* (1978), en MMA 1998).

Capacidad de retención de agua máxima (%)	Evaluación
< 15	Baja
15 a 30	Media
> 30	Alta

Finalmente, y a modo de conclusión, se presenta en la tabla 4.17 un resumen del proceso de evaluación edáfica de una estación. Los condicionantes edáficos son particularmente trascendentes en el resultado de la actividad de repobladora, con lo que debe ponerse un especial interés en la ejecución efectiva del proceso de evaluación edáfica de la estación a repoblar.

6. Variabilidad espacial del medio físico y apeo de rodales

El área sobre la que actuar no siempre coincide plenamente con una estación natural, sino que, en función de su extensión y conformación, es muy probable que presente una

Tabla 4.17. Propiedades edáficas a evaluar y sus implicaciones ecofisiológicas.

Cualidad edáfica	Propiedad evaluada	Implicaciones ecofisiológicas
Espacio para desarrollo radical	Profundidad esperable del suelo	Volumen de suelo que puede ser explorado por los sistemas radicales
	Grado de presencia/abundancia de tierra fina	
Porosidad	Perfil textural y clase textural característica del mismo	Volumen de las fases gaseosa y líquida de suelo Desplazamiento del agua en el suelo y problemas de aireación asociados
	Perfil de permeabilidad	
	Capacidad de retención de agua	
Fertilidad	Cantidad y calidad de la materia orgánica en el suelo	Capacidad del suelo para suministrar de forma efectiva el conjunto de macronutrientes necesarios para una satisfactoria función metabólica de las plantas y ausencia de disfunciones que limiten su asimilabilidad
	Reacción del suelo (tasa de saturación en bases)	
	Abundancia de calcio	
	Presencia de sales	
	Posibles carencias en macronutrientes principales	

variabilidad del medio físico que debe ser identificada de cara su consideración en la planificación y ejecución de la actividad repobladora.

Las unidades de terreno con potencialidades y riesgos homogéneos respecto de las tareas de repoblación definen "rodales de repoblación". En estas superficies el tratamiento en término de especie(s), método de repoblación, procedimiento de preparación del suelo y técnica de plantación es el mismo (Pemán y Navarro 1998).

Como unidad de obra básica, un rodal puede entonces agrupar varias estaciones o ser el resultado de la división de una de ellas. En consecuencia, de cara a su efectiva delimitación y evaluación, se ha de valorar la variabilidad espacial de los aspectos del medio físico siguientes:

- **Variabilidad litológica aflorante en la misma.** Para ello, identificadas las diferentes litologías presentes se ha de proceder a su agrupación en función de su potencialidad edáfica y de su resistencia y estabilidad mecánica, como principales limitantes para la actividad repobladora (trabajos de preparación del suelo, y/o de siembra o plantación). La distribución espacial de los grupos establecidos debe quedar mostrada en cartografía específica (mapa de grupos litológicos) elaborada al efecto.
- **Variabilidad fisiográfica.** El esfuerzo debe de concentrarse en identificar las distintas unidades fisiográficas (formas de relieve) presentes en el área a repoblar, con su posterior caracterización morfométrica básica (altitud, pendiente y exposición). La clasificación de estas variables facilita su expresión cartográfica y debe ser realizada teniendo en cuenta su efecto sobre las decisiones a tomar.

  Por ejemplo, focalizando sobre las limitaciones que para la posible mecanización de tareas en la actividad repobladora impone la pendiente, ya que las operaciones manuales no están limitadas por ella, las categorías básicas serían las recogidas en la tabla 4.18. La distribución de superficies en el área de estudio de acuerdo

Tabla 4.18. Tipología de pendientes y posibilidades de mecanización de trabajos asociados al proceso repoblador (trabajos de preparación del terreno, de tratamiento de la vegetación y de plantación o siembra). Propuesta de definición de intervalos concordante con los aplicados en los capítulos de ejecución de la repoblación (fuente: modificado de Delgado *et al.* 1987).

Pendiemtes		Posibilidades de mecanización		
Denominación	**Rangos**	**En toda la superficie**	**En curvas de nivel**	**En línea de máxima pendiente**
Terrenos llanos o poco inclinados	0 – 5 %	Sin restricciones para la mecanización. Uso de todo tipo de tractores y equipos		
Terrenos ligeramente inclinados	5 – 15 %			
Terrenos inclinados	15 - 25 %	No viable para tractores agrícolas	Todo tipo de tractores de cadenas. Retroexcavadora	
	25 – 35 %	No viable	Tractores de cadenas	Tractores de cadenas y retroexcavadoras
Terrenos escarpados	35 – 55 %	No viable	Tractores de alta estabilidad	Tractores de cadenas. Retroexcavadoras y retroaraña
	55 - 75 %	No viable	No viable	Retroaraña
	> 75 %	Limitante para trabajar sobre la ladera. Únicamente hidrosiembras		

con estas categorías (mapa de pendientes) debe ser muy tenida en cuenta en la delimitación de los pertinentes rodales de repoblación.

- **Variabilidad climática.** A nivel de los sistemas forestales, el ámbito de variabilidad climática es de carácter mesoescálico, en el que la forma y grado de afección de los distintos factores que dirigen el comportamiento climático (factores climáticos fundamentales) están primariamente determinados por la posición geográfica (condiciona la situación en el seno de la circulación general de la Atmósfera, así como el grado de continentalidad o de proximidad al mar) y por la configuración del relieve (dirige el comportamiento de los flujos de aire en superficie y la cantidad de radiación solar recibida).

  De acuerdo con la variabilidad observada, superficies del territorio donde los distintos elementos del clima presenten un comportamiento lo suficientemente homogéneo en el tiempo como para poder esperar una respuesta vegetal relativamente uniforme definen zonas o dominios climáticos, que es necesario identificar, delimitar y caracterizar en el total del área a repoblar.

  Si bien no existen metodologías plenamente aceptadas para la identificación de estas zonas climáticamente homogéneas, el proceso no debe olvidar las siguientes consideraciones:

  - La identificación de comarcas fisiográficas netamente diferenciadas, en las que el comportamiento del régimen superficial del viento normal sea lo más homogéneo posible, tiene que servir de base sobre la que delimitar dominios

climáticos. En este sentido, es de especial trascendencia la separación de áreas dominantemente a barlovento, por lo general más húmedas y frías, de las situadas a sotavento, donde el efecto *Foehn* asociado lleva a condiciones meteorológicas más cálidas y secas.

- Las zonas en depresión, con drenaje del aire impedido o dificultado (fondo de valles cerrados) presentan una persistencia en el tiempo de condiciones frías que, entre otras implicaciones, acorta el periodo vegetativo de la vegetación allí instalada. Esta circunstancia deriva en fenómenos de inversión térmica en el orden habitual de la disposición altitudinal de la vegetación (pisos bioclimáticos), con las formaciones menos termófilas ocupando las cotas más bajas del biotopo.
- La elevación (altitud sobre el nivel del mar) es quizás el factor climático complementario más influyente, pues modifica los regímenes termométricos y pluviométricos, y por extensión, el balance hídrico. Su efecto puede identificarse, entre otros aspectos, por la presencia de distintos pisos de vegetación a lo largo del gradiente altitudinal. Si esta respuesta es observable, se procederá a la identificación de tantas zonas climáticas como pisos observados en la respuesta vegetal. En caso contrario, cuando ésta no se manifiesta de forma evidente, puede tomarse como criterio aproximado el de dividir el territorio en zonas climáticas si la diferencia de cotas extremas en el área de estudio supera los 500 m.
- La exposición es un aspecto fisiográfico que condiciona la entrada de energía por radiación solar (iluminación), lo cual tiene consecuencia a efectos climáticos (la vegetación natural responde a las diferentes exposiciones, con cambios en composición y en densidades de las estructuras vegetales).
- Otros factores complementarios como la proximidad a una fuente de humedad o el grado de exposición al viento tienen trascendencia comprobada a escala microclimática, pero dejan de ser determinantes para las condiciones normales del sistema climático en el ámbito mesoclimático asociado a los sistemas naturales.

A partir de la idea de que la variabilidad edáfica puede aproximarse con la consideración conjunta de la variabilidad litológica y la fisiográfica, la integración de estos dos aspectos con la variabilidad climática debe llevar a una zonificación territorial que refleje la heterogeneidad del medio físico en el área a intervenir.

El método habitual para esta tarea es el de unidades de condición única, que devuelve "unidades de soporte físico" como dominios homogéneos del medio físico obtenidos a partir de la superposición de mapas de distintos factores, previamente categorizados en clases o rangos (habitualmente muestran unidades delimitadas de forma manual basándose en límites morfológicos que deben reflejar diferencias litológicas y fisiográficas, y que pueden ser incorporadas a los SIG como dato tipo vector).

El número, tamaño y naturaleza de estas unidades depende estrictamente de los criterios utilizados en la clasificación de los factores analizados (mapas de grupos litológicos, mapa de unidades fisiográficas, mapa de pendientes, mapa de exposiciones y mapa de dominios climáticos). Esta técnica, aunque parece objetiva, tiene una subjetividad inherente al proceso de clasificación de los factores y de definición de las unidades.

La expresión cartográfica final será un mapa de unidades de soporte físico que se corresponden con las probables estaciones presentes en el área a repoblar y sobre las que apoyar la diferenciación de los distintos rodales de repoblación a considerar en el proyecto.

Siguiendo un planteamiento muy parecido al descrito, se han desarrollado en España zonificaciones o también llamadas comarcalizaciones forestales, frecuentemente al amparo de los programas de forestación de tierras agrícolas, y promovidas a nivel de comunidad autónoma (Castilla y León y Andalucía son ejemplo de ello). La actualización de 2014 de la zonificación forestal de Castilla y León se puede descargar en: http://www.medioambiente.jcyl.es/web/jcyl/MedioAmbiente/es/Plantilla100/1284262994916/_/_/_

7. Homologación ecológica (medio físico – vegetación)

Las condiciones de vida impuestas por la estación asociada a cada rodal de repoblación van a determinar de forma muy importante el éxito de la repoblación forestal en ella proyectada, pues, entre otras cuestiones de diversa importancia, condiciona la posibilidad de écesis de una especie en función de su grado de homologación ecológica (compatibilidad entre sus requerimientos ecológicos y las condiciones estacionales).

En este sentido, el conocimiento sobre los requerimientos, funcionamiento y estrategia que presentan las diferentes especies y que son necesarios, bien en la aplicación de tratamientos que aseguren la persistencia y estabilidad de las masas forestales, bien para su posible introducción por repoblación forestal, conforman lo que en los tratados de Selvicultura general se conoce como caracteres culturales o selvícolas.

Esta denominación, y la forma de enunciarlos, a modo de lista de contraste, se inicia en los textos alemanes de Selvicultura, si bien en España los concreta González Vázquez (1938). Respecto de una determinada especie forestal, responden a cuestiones como: dónde vive (habitación), cuáles son sus límites óptimos y de tolerancia respecto de los factores ecológicos (estación), cómo se comporta en relación con la competencia y competición (temperamento), cuál es su forma (porte y enraizamiento), cómo se desarrolla (crecimiento), cuánto vive (longevidad) y cómo se reproduce (reproducción) (Serrada 2011). Relativa al ámbito español, esta información ya aparecía de forma dispersa en los primeros tratados selvícolas y botánicos (Laguna 1883; González Vázquez 1947; Ruiz de la Torre 1956 y 1979; Pita 1951; Vázquez 1995). Información actualizada y resumida sobre los caracteres culturales de las especies forestales españolas se puede encontrar en Bravo y Montero (2008).

Existe, por tanto, una dualidad en el concepto de estación, respondiendo bien a las condiciones de medio físico para el desarrollo vegetal (acepción ecológica), o bien a los requerimientos de las especies para su instalación y desarrollo efectivo (acepción selvícola). Esta doble acepción converge en la idea de homologación ecológica vegetación-medio físico.

La aptitud de un territorio para la actividad repobladora viene determinada en primera instancia por el grado de compatibilidad entre los requerimientos ecológicos de las especies a introducir y por las condiciones de la estación que las debe acoger (conjunto de factores del medio físico reguladores o limitantes que básicamente controlan la ecofisiología de las especies).

El conjunto de requerimientos ambientales de las especies, como fue definido por Hutchinson (1957), se incluyen en la idea de nicho ecológico, concepto que queda encuadrado dentro del ámbito general de la autoecología (estudio de la respuesta de una especie -distribución, crecimiento, capacidad de regeneración, etc.- a las variables ambientales (Margalef 1989)). Los modelos autoecológicos desarrollados tratan, en consecuencia, de describir la posición y la forma de la respuesta de una especie, generalmente la abundancia, con respecto a un gradiente ecológico.

El rango ambiental completo en el que una especie podría vivir y reproducirse, si estuviera libre de interacciones con otras especies (sin posibilidad de exclusión por competencia interespecífica), define lo que se conoce como "nicho fundamental". Se refiere, por tanto, al espacio ecológico en el que se dan las condiciones bióticas y ambientales para que se desarrolle una especie (Hutchinson 1957). Paralelamente, el rango ambiental en el que una especie es más competitiva conforma el "nicho efectivo", representado el espacio ecológico y geográfico del nicho fundamental en el que la especie realmente vive (MacArthur 1984).

De esta forma, la idea de nicho ecológico fundamental de Hutchinson delimita completamente los requerimientos ecológicos de una especie: un espacio conceptual cuyos ejes incluyen todas las variables ambientales que afectan a su instalación, desarrollo y persistencia. A pesar de lo atractiva y científicamente intuitiva que resulta esta idea, plasmarlo de una forma aplicada es bastante más complicado. Esta una simplificación de la realidad, que se construye sólo a partir de la observación de variables ambientales, sin tener en cuenta las interacciones bióticas, como la competencia o el mutualismo, ni las limitaciones que las especies encuentran para llegar a todos los sitios en los que podrían vivir (no incluye, por ejemplo, parámetros que describan la capacidad de dispersión). Resulta, entonces, una modelización empírica del hábitat de dimensión práctica y manejable, que da prioridad a la aplicabilidad frente a la perfección (Guisan y Zimmermann 2000).

Sobre estas ideas, las diferentes herramientas metodológicas de homologación de base autoecológica parten, de forma recurrente, de la inferencia del nicho fundamental de una especie a partir de su nicho efectivo, considerado éste como el medio en el que vive una especie, acotado a partir de la cuantificación de un conjunto de variables ambientales (parámetros) que lo definen (de ahí que también se llame "hábitat paramétrico"). De esta forma, el rango ecológico parametrizado se restringe al área de distribución ocupada por la especie en la actualidad, que es reflejo del nicho efectivo y del manejo histórico realizado por el hombre de la especie en cuestión. Este rango ecológico se focaliza fundamentalmente en variables ambientales de carácter climático y fisiográfico, mientras que, desafortunadamente, la información edáfica es frecuentemente evitada, debido a lo costoso de su muestreo y análisis a escala estación.

En el ámbito español, las herramientas de homologación ecológica que han tenido más aplicación responden a las siguiente tipología básica: i) sistemas de base fitogeográfica; ii) modelos de índice de sitio; iii) modelos de "envolvente ambiental"; iv) modelos probabilísticos o estadísticos.

7.1. Sistemas de base fitogeográfica

Se fundamentan en sistemas de clasificación territorial con base ecológica (que delimitan unidades de medio físico atendiendo a la variabilidad climática, en mayor medida, y a la litológica y la fisiográfica, y su correspondencia con la respuesta vegetal observada a lo largo del territorio peninsular).

Sistema fitoclimático de Allué Andrade (1990 y 1997)

Toma como punto de partida el sistema de clasificación climática a escala mundial propuesto por Walter (1985), estableciendo un conjunto de subregiones donde se observa una asociación diferenciada entre clima (subtipo fitoclimático) y vegetación (asociaciones climáticas). Su expresión cartográfica es el Atlas Fitoclimático de la España Peninsular (1990), primera versión del sistema que el autor modificó en 1995, denominándolo modelo "diagnosis". La aplicación del mismo permite hacer un pronóstico de estaciones compatibles con diversas especies forestales arbóreas (ver epígrafe 8 del anexo del capítulo 4).

Clasificación fitoclimática y series de vegetación de Rivas Martínez (1987 y 2005)

Es un sistema que divide España en tres regiones: la región Eurosiberiana (territorio con ausencia de sequía estival), la región Mediterránea (áreas con sequía estival más o menos marcada) y la región Macaronésica (el archipiélago Canario). En cada una de estas regiones son identificables a su vez espacios termoclimáticos diferenciados, en los que como resultado del progresivo descenso de la temperatura con la altitud (o la latitud) la vegetación experimenta una zonificación altitudinal (cliserie altitudinal o latitudinal), y que se denominan pisos bioclimáticos.

La primera versión del sistema (Rivas Martínez 1987) se organizaba a partir de la identificación de la región, piso bioclimático y ombroclima correspondiente a la estación (ver apartado 9 del anexo del capítulo 4). Los resultados permitían la selección de la serie de vegetación asociada a ella (vegetación potencial integrada por el conjunto de comunidades como resultado de los procesos evolutivos en esas condiciones de medio físico), apoyándose en diferentes tablas de juicio biológicas y ecológicas establecidas a tal fin.

Una profunda revisión de las bases conceptuales y metodológicas del sistema ha llevado a una versión sustancialmente diferente del mismo (Rivas Martínez 2005). En ella, el territorio español y portugués queda incluido en las zonas "templada" (cintura latitudinal "eutemplada") y "cálida" (cintura latitudinal "subtropical"), a la que corresponde los macrobioclimas "templado y mediterráneo" (modelos biofísicos sintéticos delimitados por ciertos valores latitudinales, climáticos y de vegetación, que muestran una amplia jurisdicción territorial y que están relacionados con los grandes tipos de climas, biomas, bioregiones y regiones biogeográficas de la tierra). El procedimiento metodológico concreto, así como las bases para su diagnosis, puede consultarse en http://globalbioclimatics.org/.

Modelo SIGREFOR (Castejón *et al.* 1998)

Sistema que se basa en la "Clasificación biogeoclimática territorial de España" (CLATERES) de Elena Rosselló (1997), que incorpora a la información climática una base litológica.

Se sustenta en el hecho de que una estación ubicada en una cuadrícula perteneciente a una determinada clase territorial de CLATERES tiene como especies potencialmente adecuadas (homologables ecológicamente) las presentes en las cuadrículas de esa misma clase territorial o en clases biogeoclimáticamente parecidas.

7.2. Modelos de índice de sitio

Técnicas que tratan de evaluar la homologación ecológica a partir de cuantificar la capacidad de una estación para producir biomasa vegetal mediante la integración tanto de información climática, como litológica, geomorfológica o edáfica.

Productividad potencial forestal (Gandullo y Serrada 1987)

Toma como base las ideas del climatólogo sueco Patterson (1956), en las que establece que, para un ecosistema forestal asentado sobre suelo maduro, con espesura normal de masa, buen estado fitosanitario y tratamiento adecuado, la producción de la especie autóctona de mayor rendimiento económico, compatible con la estabilidad del medio, viene dada por las condiciones climáticas asociadas a la misma. Gandullo y Serrada introducen la información litológica (sustrato mineral engendrador del suelo) como factor determinante de la productividad potencial de una estación, especialmente en el ámbito mediterráneo.

En el epígrafe 10 del anexo del capítulo 4 aparece descrito este método de estimación de la productividad potencial. Los valores obtenidos de su aplicación (m^3 de madera ha^{-1} $año^{-1}$) pueden ser calificados en 7 clases de productividad diferenciadas, que reflejan los diferentes grados de limitación que imponen las condiciones de la estación al desarrollo de cubiertas vegetales con vocación productora.

Diagramas bioclimáticos (Montero de Burgos y González Rebollar 1993)

Son una herramienta gráfica que trata de cuantificar la potencialidad de producción de biomasa en una determinada estación, definida ésta por el área comprendida entre la curva de evolución anual de las temperaturas medias mensuales y la recta de 7,5 °C (valor umbral inferior de inicio de actividad vegetativa) sobre un diagrama climático (la aplicación informática diseñada para su ejecución puede descargarse en http://diagramasbioclimaticos.com/).

Una de las singularidades de este método es que integra caracteres geomorfológicos y edáficos de la estación en la determinación del balance hídrico, al considerar cuatro hipótesis básicas que combinan diferentes condiciones de capacidad de retención de agua (0 mm o 100 mm) y de escorrentía superficial (0 % o 30 %).

Aunque, en principio, la información que aporta puede ser aplicada tanto a la elección de especie, como a la selección del procedimiento de preparación del suelo, de la densidad de plantación o del tipo de planta, el método desarrollado respecto de la elección de especie sólo se ha implementado para los pinos autóctonos de la península Ibérica (García Salmerón 1991).

7.3. Modelos de "envolvente ambiental"

Son técnicas que se apoyan en los estudios de autoecología paramétrica y que focalizan su interés en la delimitación del nicho fundamental de cada especie, entendido éste como

el hipervolumen del espacio multidimensional definido por un conjunto de variables medioambientales (reflejo de condiciones ambientales y recursos) dentro del cual una especie puede mantener una población viable (Hutchinson 1957).

Son modelos que trabajan habitualmente con datos de presencia (obtenidos únicamente en localizaciones donde la especie está presente; nicho efectivo), tratando de relacionar ésta con las condiciones estacionales recurrentes que determinan la instalación, desarrollo y perpetuación de las especies vegetales (disponibilidad de espacio físico, cantidad de agua y calor disponible, y presencia/ausencia de caracteres edáficos que puedan provocar disfunciones, etc.).

Modelos de paralelepípedo multifactorial máximo

Son técnicas que se basan en calcular la envolvente (paralelepípedo) en el espacio p-dimensional definido por los factores considerados y que encierra el nicho ecológico fundamental de la especie. Las principales referencias para el ámbito español son:

- **El modelo "Subtipos"** de Allué Andrade (1997). Supone una ampliación de modelo original del sistema fitoclimático propuesto por el autor en 1990, y mejorado en 1995 (modelo "diagnosis"), incorporando dos nuevos modelos denominados "homologación" e "idoneidad".

  Su ejecución permite evaluar la homologación de una localización a una serie de ámbitos climáticos (22 subtipos fitoclimáticos), más o menos excluyentes, correspondientes a distintos tipos o estrategias de vida vegetal (fitologías) posibles en el ámbito de aplicación del modelo. Para ello se establece un espacio factorial de 12 dimensiones (factores fitoclimáticos). Conocidos los 12 valores característicos de una determinada estación, se calculan sus respectivos escalares de adecuación (medida dual de proximidad/potencialidad caracterizadora) a cada uno de los 22 ámbitos de existencia (subtipos fitoclimáticos). La suma de cada uno de los escalares correspondientes a los 12 factores en un determinado ámbito fitoclimático dividido por la suma de los valores máximos escalares posibles para cada factor en ese ámbito arroja el valor de escalar normalizado de un punto fitoclimático (estación) en el ámbito fitoclimático considerado.

  De acuerdo con el valor obtenido del escalar normalizado, es posible clasificar el punto fitoclimático (estación) en zonas de adecuación al ámbito correspondiente. Así se establecen tres clases: i) genuinos (G), cuando el punto se encuentra en el interior al ámbito fitoclimático considerado; ii) análogos (A), si el punto es exterior a dicho ámbito, pero está próximo a él; iii) dispares (D), si el punto está alejado del ámbito de referencia analizado.

  Para facilitar la implementación de este modelo "subtipos" se ha elaborado un software específico, CLIMAFOREST 1.0 (García-Lopez y Allué Camacho 2008), que puede ser obtenido en la dirección web: http://www.climatforest.com/.

- **Los modelos de "hábitat central y marginal"**. Los trabajos iniciados por Nicolás y Gandullo en la década de los 60 del siglo pasado, y continuados bajo la dirección de este último, de Sánchez Palomares y, en los últimos años, de Montero, han dado como fructífero resultado una base de datos autoecológicos de las principales especies forestales en su distribución a lo largo y ancho de toda España (Gandullo y Sánchez Palomares 1994; Montero 2016). Su principal valía es que supone

información obtenida de forma sistemática, con método científico y de marcado carácter aplicado, que incluye datos de carácter edáfico especialmente valiosos (información que habitualmente está escasamente disponible) y selvícolas.

El espacio multidimensional que caracteriza los hábitats o biotopos de las principales especies forestales se delimita con la caracterización de sus estaciones (localizaciones con presencia) a lo largo de todo el territorio. Esta caracterización se basa en la cuantificación de las 32 variables (parámetros) de trascendencia ecológica siguientes (Gandullo y Sánchez Palomares 1994): altitud (ALT); pendiente (PND); insolación (INS); precipitación de invierno (PI); precipitación de primavera (PP); precipitación de verano (PV); precipitación de otoño (PO); precipitación anual (PT); temperatura media anual (TA); temperatura media del mes más cálido (TMC); temperatura media del mes más frío (TMF); oscilación térmica (OSC); evapotranspiración potencial anual (ETP); suma de superávits (SUP); suma de déficits (DEF); índice hídrico anual (IH); duración de la sequía (DSQ); intensidad de la sequía (ISQ); tierra fina (TF); arena (ARE); limo (LIM); arcilla (ARC); permeabilidad (PER); humedad equivalente (HE); capacidad de retención de agua (CRA); materia orgánica (MO); acidez actual (PHA); carbonatos inactivos (CI); carbonatos activos (CA); evapotranspiración real máxima posible en el conjunto del año (ETRM); sequía fisiológica en el conjunto del año (SF); drenaje calculado (DRJ).

Con toda la información obtenida, es posible, para cada especie, delimitar el rango observado de cada parámetro cuantificado, estableciendo para su caracterización los siguientes valores de referencia: i) límite superior (LS), como el valor máximo registrado del parámetro en las localizaciones (estaciones) muestreadas; ii) límite inferior (LI), definido por el valor mínimo registrado del parámetro en las localizaciones muestreadas; iii) umbral superior (US) o valor máximo del parámetro que resulta de descartar el 10 % de los valores más altos registrados y iv) umbral inferior (UI), definido por el valor mínimo del parámetro que resulta de descartar el 10 % de los valores más bajos registrados.

A partir de estos cuatro valores, correspondientes a una determinada especie, se define como "hábitat central u óptimo" de un parámetro el intervalo de valores comprendido entre los valores umbrales (UI y US), es decir, por el 80 % de los valores centrales. El "hábitat marginal" de ese parámetro sería el intervalo entre los límites y los umbrales (UI-LI, "hábitat marginal inferior"; LS-US, "hábitat marginal superior"), mientras que el "hábitat extramarginal" quedaría definido por los valores inferiores al límite inferior (LI) y superiores al límite superior (LS) del parámetro.

Gandullo y Sánchez Palomares (2000) desarrollaron una herramienta informática en lenguaje de programación GW-Basic, PINARES, que sólo incluía las especies del género *Pinus* en el territorio español y que permitía aproximar el grado de homologación de estas especies a las condiciones de una estación determinada, mediante un indicador denominado "posibilidad de uso" (p; varía entre 0 y 1).

En los últimos años, sobre la base autoecológica de las principales especies arbóreas españolas generada, se han desarrollado a su vez otras propuestas metodológicas de homologación ecológica:

- **Áreas potenciales** fisiográfico–climáticas para especies forestales. La idoneidad de una estación para una determinada especie se determina a través del cálculo de un índice factorial (*Factorial Potential Index*, FPI) o de un índice aditivo (*Aditive Potential Index*, API) que utilizan de base los valores de "p" propuestos por Gandullo y Sánchez Palomares (2000). Su implementación en SIG permite la elaboración de cartografía de potencialidad fisioclimática para cada estación a escalas comarcales o regionales (Sánchez Palomares *et al.* 2004; Rubio y Sánchez-Palomares 2006; Alonso *et al.* 2010a y 2010b).
- **Indicador de marginalidad** (IM). A partir de la hipótesis de que el grado de marginalidad respecto a uno o varios parámetros condiciona de manera trascendente la estabilidad y la regeneración de una masa forestal, tanto en la actualidad como en escenarios futuros, se propone un indicador de marginalidad que se basa en la posición de las condiciones de la estación respecto de los límites del espectro paramétrico p-dimensional observado para una determinada especie forestal arbórea (Gómez-Sanz 2019). El grado de marginalidad así evaluado de diferentes especies para la estación de interés puede ser utilizado como atributo de selección para discriminar qué especies son ambientalmente compatibles y cuáles no.

Con base en las metodologías descritas en este epígrafe, se ha puesto a punto recientemente la aplicación ModERFoRest (*Modeling Environmental Requirements for Forest Restoration*) que permite al usuario obtener los índices FPI, API e IM descritos para diagnosticar sobre la compatibilidad de las 20 especies arbóreas más relevantes del ámbito forestal español con una estación de la que se conocen sus datos climáticos y edáficos. Esta aplicación utiliza la información proporcionada por el muestreo del orden de 3000 parcelas realizado a lo largo del tiempo en los estudios de autoecología paramétrica de dichas especies. Proporciona otras utilidades como facilitar la descripción de la estación y poder simular estos diagnósticos introduciendo datos de clima relacionados con los escenarios de cambio climático. La descarga de esta aplicación será posible desde portales relacionados con el estudio y gestión del sector forestal.

Modelos de envolvente convexa

Son modelos de envolvente ambiental que han sido desarrollados a partir de los postulados de la teoría de la envolvente convexa y que consisten en algoritmos que calculan el cierre convexo (ajustado a los puntos más exteriores) de una nube de puntos (Sack y Urrutia 2000) del espacio n-factorial. Suponen una mayor aproximación a las fronteras de dicha nube de puntos, lo que implica un mejor ajuste del espacio n-dimensional correspondiente al nicho efectivo de cada especie (la envolvente convexa es el polígono de menor perímetro que contiene la nube de puntos de un plano factorial).

Su principal limitación es que necesitan de herramientas de cálculo (software y hardware) de un nivel elevado, difícilmente viables para los PC convencionales, lo que hace que sea poco accesible al usuario común.

García López y Allué Camacho (2003) han trabajado en esta línea metodológica y han desarrollado un modelo de homologación ecológica, el modelo "especies", que sobre la base del sistema fitoclimático del Allué Andrade (1990 y 1997) permite evaluar la adecuación fitoclimática de las principales especies arbóreas del ámbito español (30 en total) a las condiciones de una localización de interés (estación), ofreciendo además la posibilidad de evaluar el efecto del cambio climático sobre la evolución de la composición de las cubiertas forestales en dicha estación. El software CLIMAFOREST 1.0 (http://climatforest.com/) ha sido diseñado para facilitar la implementación de esta herramienta metodológica.

Modelos de "rango óptimo"

Son modelos que establecen las relaciones entre variables ambientales y probabilidad de presencia. A diferencia de los modelos anteriores, en su construcción no sólo se manejan datos de presencias, si no que se incluyen también datos de ausencias. Su expresión gráfica son las curvas de respuesta, a partir de las cuales es posible fijar los rangos de variación observados de ciertas variables ambientales (generalmente, altitud, temperatura media anual y precipitación media anual) en relación con el grado de presencia de una determinada especie.

Empleando técnicas estadísticas específicas, y a partir del Mapa Forestal de España 1:200.000 (Ruíz de la Torre 1990), Gastón González y García Viñas (2013) construyeron las relaciones entre variables ambientales y probabilidad de presencia (curvas de respuesta) para 110 especies forestales. El resultado ofrece el rango óptimo en el que cada una de estas especies se presenta en la península Ibérica, para las variables temperatura media anual, temperatura media de las mínimas del mes más frío y temperatura media de las máximas del mes más cálido, así como para las precipitaciones anual media y la estival media.

7.4. Modelos probabilísticos o estadísticos

Consisten en expresiones de base estadística o matemática, que relacionan una variable dependiente (habitualmente datos de distribución) y un conjunto de variables independientes (parámetros descriptivos de la estación). Dan como resultado, en la mayor parte de los casos, la probabilidad de presencia (o idoneidad) de la especie (valor entre 0 y 1) en una determinada localización. Extrapolando esta relación al resto del área de estudio y teniendo en cuenta la base teórica del correspondiente modelo, pueden entenderse como la representación de la distribución potencial de la especie (estimación del nicho fundamental), si ésta sólo está condicionada por las variables ambientales de entrada (modelos de distribución de especies, o también llamados, de hábitat potencial o de nicho ecológico (Mateo *et al.* 2011)).

Es un campo en plena ebullición, habiéndose desarrollado hasta la fecha un conjunto de modelos especialmente diverso. Mayoritariamente pueden ser considerados como métodos técnicos discriminantes, que usan presencias (datos de estaciones donde la especie estudiada está presente) y ausencias (datos de estaciones con la especie ausente) y que se fundamentan en (Elith *et al.* 2006; Mateo *et al.* 2011):

- análisis de regresión (Generalized Linear Models (GLMs), Generalized Additive Models (GAMs), Multivariable Logistic Regression (MLG), Multivariable

Adaptive Regression Splines (MARS), Support Vector Machines (SVM), Generalized Regression Analysis and Spatial Prediction (GRASP),…).

- técnicas de clasificación y ordenación (Classification and Regression Trees (CART), Regressión Trees Analysis (RTA), Mixture Discriminant Analysis (MDA), Canonical Correspondence Analysis (CCA),…).
- máxima entropía (MaxEnt).
- algoritmos genéticos (Genetic Algorithm for Rule-set Prediction (GARP)).
- otros: estadística bayesana, redes neuronales, etc.

Aunque son métodos bastante más robustos y precisos desde un punto de vista estadístico, presentan limitaciones de cara a su aplicación práctica. Para el usuario no especializado funcionan como "cajas negras", que arrojan unos resultados de difícil control e interpretación al apoyarse en bases conceptuales variadas y no sencillas, al utilizar técnicas estadísticas diversas y de alta especialización, y al manejar información de inicio muy heterogénea, tanto en las variables de caracterización ambiental, como en las escalas de observación (con cierta frecuencia, se han implementado para un ámbito continental del territorio).

Todo este elevado número de posibilidades metodológicas aplicadas que se han venido desarrollando constituyen herramientas especialmente útiles para la toma de decisiones en numerosas aplicaciones de gestión y conservación de los sistemas naturales, así como para obtener información sobre la historia natural de las especies y su distribución potencial. Su principal limitación es que no son ni complementarias ni integradoras (Pemán y Navarro 1998), lo que lleva a que no haya un método de homologación ecológica que pueda fijarse de referencia única en los trabajos de repoblación forestal. De esta forma, resulta obligada una meditada reflexión antes de su aplicación efectiva, implementando sólo aquellos de ellos que tanto sus bases conceptuales como la información de partida (tipo y escala) sean suficientemente concordantes con los objetivos a satisfacer.

BIBLIOGRAFÍA

AEMET (2011) Atlas climático ibérico. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid. 80 pp

Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M (1998) Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56, Roma

Allué Andrade JL (1990) Atlas fitoclimático de España. INIA. MAPA, Madrid

Allué-Andrade JL (1995) El cambio climático y los montes españoles. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 2:35-64

Allué Andrade JL (1997) Tres nuevos modelos para la fitoclimatología forestal: Diagnosis, idoneidad y dinámica de fitoclimas. Actas del 1er. Congreso Forestal Hispano-Luso (IRATI'97). Tomo I: 31-40. Pamplona

Alonso Ponce R, López Senespleda E, Sánchez-Palomares O (2010a) A novel application of the ecological field theory to the definition of physiographic and climatic potential areas of forest species. European Journal of Forest Research, 129:119-131

Alonso Ponce R, Sánchez-Palomares O, Roig S, López Senespleda E, Gandullo JM (2010b) Las estaciones ecológicas actuales y potenciales de los sabinares albares españoles. Monografías INIA, Serie Forestal nº 19. INIA, Madrid

Blaney JN, Criddley WD (1962) Determining water requeriment in irrigated areas from climatological and irrigation data. U.S. Deparment of Agriculture. Soil Conservation Service

Bravo A, Montero G (2008) Descripción de los caracteres culturales de las principales especies forestales de España. En: Serrada R, Montero G, Reque J (editores) (2008) Compendio de Selvicultura Aplicada en España. INIA y FUCOVASA. Madrid. pp: 1039 a 1114

Castejón M., Sánchez F., Elena-Roselló R (1998) SIGREFOR. Sistema de Información Geográfica para la Reforestación. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid

Cobertera E (1993) Edafología aplicada. Editorial Cátedra, Madrid

Delgado G, Sánchez Marañón M, Delgado R (1987) Metodología para la evaluación de la aptitud de los suelos del sector noroccidental de Sierra Nevada (Granada) para usos agronómicos. Ecología1:5-26

Elena R (1997) Clasificación biogeoclimática de España peninsular y balear. MAPA, Madrid

Emberger L (1954) Projet d'une classification biogéographique des climats. Les divisions écologiques du monde. Colloques Internationaux du C.N.R.S., Paris

Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Li J, Lohmann LG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton JMcC, Peterson AT, Phillips SJ, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Schapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS, Zimmermann NE (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography, 29: 129-151

Font Tullot I (1983) Climatología de España y Portugal. Sección de documentación. Instituto Nacional de Meteorología, Madrid

Gandullo JM (1974) Ensayo de evaluación cuantitativa de la insolación en función de la orientación y de la pendiente del terreno. An INIA Ser Recur Nat 1:95–107

Gandullo JM, Serrada R (1987) Mapa de Productividad Potencial Forestal de la España Peninsular. En: Rivas Martínez S (1987) Memoria del mapa de series de vegetación de España. ICONA. MAPA, Madrid

Gandullo JM (1985) Ecología vegetal. Fundación Conde del Valle de Salazar. E.T.S.I. de Montes, Madrid

Gandullo JM (1994) Climatología y Ciencia del Suelo. Fundación Conde del Valle de Salazar. E.T.S.I. de Montes, Madrid

Gandullo JM, Sánchez-Palomares O (1994) Estaciones ecológicas de los pinares españoles. ICONA, Madrid

Gandullo J, Sánchez-Palomares O, Muñoz L (1998) Una nueva clasificación climática para España. Ecología, 12:67–77

Gandullo JM, Sánchez-Palomares O (2000) Programa Pinares. Montes 60:5-9

García-López JM, Allué Camacho C (2003) Aplicación de la teoría de la envolvente convexa a la mejora del sistema fitoclimático de Allué-Andrade. Ecología, 17:329-343

García-Lopez JM, Allué Camacho C (2008) Climaforest 1.0 y el Sistema Fitoclimático de Allúe-Andrade. Disponible en: http://www.climatforest.com/ [1 de junio de 2018]

García Salmerón J (1991) Manual de Repoblaciones Forestales, volumen I. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid

Gastón González A, García Viñas JI (2013) Anexo I. El estudio del hábitat climático para la selección de especies en la restauración de la vegetación. En: Pemán J, Navarro R, Nicolás JL, Prada MA, Serrada R (2013) Producción y manejo de semillas y plantas forestales. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. pp: 615-730

Gaussen H, Bagnouls F (1952) L'indice xérothermique. Bull. de l'Assoc. de géographes français. 1952, pp. 10-16

Graham RC, Rossi AM, Hubbert KR (2010) Rock to regolith conversion: Producing hospitable substrates for terrestrial ecosystems. GSA Today, 20(2):4-9

Gómez-Sanz V, Elena Roselló R (1997) Investigación de las marras causadas por factores ecológicos de naturaleza meteorológica. Cuadernos de la SECF, 4:13-25

Gómez-Sanz V (2019) Site- scale ecological marginality: Evaluation model and application to a case study. Ecological Modelling 408, 108739

González Vázquez E (1938) Fundamentos Naturales de la Selvicultura. Los bosques ibéricos. Libro Primero. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, Valencia

González Vázquez E (1947) Selvicultura, libro primero, 2ª ed. Dossat, Madrid

Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling, 135:147-186

Hutchinson GE (1957) Concluding Remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology, 22:415-427

IUSS Working Group WRB (2014) Base de referencia mundial del recurso suelo. Informe sobre recursos mundiales de suelos 106. FAO, Roma

Laguna M (1883) Flora forestal española. Parte I. Imprenta del Colegio Nacional de Sordo-mudos y de Ciegos, Madrid

Manrique E, Fernández-Cancio A (2005) Sistema informático para la generación de datos climáticos y fitoclimáticos. IV Congr. For. Español

Margalef R (1989) Ecología. Omega, Madrid

MacArthur RH (1984) Geographical Ecology: Patterns in the Distribution of Species. Princeton University Press. Princeton, New Jersey

MMA (1998) Guía para la elaboración de estudios del medio físico: contenido y metodología. Secretaría General Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid

Mateo RG, Felicísimo AM, Muñoz J (2011) Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. Revista Chilena de Historia Natural 84:217-240

Montero de Burgos JL, González Rebollar JL (1993) Diagramas bioclimáticos. ICONA. Ministerio de Agricultura, Madrid

Montero G (2016) Tipificación ecológico selvícola de las principales especies forestales españolas. Memoria Final del Proyecto RTA2010-00095. CIFOR-INIA, Madrid

Ninyerola M, Pons X, Roure J (2005) Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica. Universitat Autónoma de Barcelona, Barcelona

OECC (2006) Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático. Oficina Española de Adaptación al Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid

Patterson SS (1956) The Forest Area of the World and its Potential Productivity. Göteborg University, Göteborg.

Pedraza J (1996) Geomorfología. Principios, métodos y aplicaciones. Ed. Rueda, Madrid

Pemán García J, Navarro Cerrillo R (1998). Repoblaciones forestales. Edicions de la Universitat de Lleida, Lleida

Penman HL (1948) Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Royal Soc. Proc. Ser. A., 193:120-146

Pita Carpenter PA (1951) Estudio de las especies más aptas y de la forma de repoblación más adecuadas para la restauración arbórea de la provincia de Madrid. Servicio Forestal, con la colaboración del Servicio de Prensa y Propaganda, Madrid

Porta Casanellas J, López-Acevedo Reguerín M (2005) Agenda de campo de suelos. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid

Rivas Martínez S (1987) Memoria del mapa de series de vegetación de España. ICONA. MAPA, Madrid

Rivas Martínez S (2005) Memoria del mapa de vegetación potencial de España. Disponible en http://www.globalbioclimatics.org/ [1 de junio de 2018]

Rubio A, Sánchez-Palomares O (2006) Physiographic and climatic potential areas of Fagus sylvatica L. based on habitat suitability indicator models. Forestry, 49(4):439-451

Ruiz de la Torre J (1956) La vegetación natural del Norte de Marruecos y la elección de especies para su repoblación forestal. Servicio de Montes, Centro de Investigaciones y Experiencias Forestales, Larache

Ruiz de la Torre J, Ceballos L (1979) Árboles y arbustos. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid

Ruíz de la Torre J. (Ed.) (1990). Mapa forestal de España, escala 1:200.000. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 96 Vols

Sack JR, Urrutia J (2000) Handbook of computational geometry. Elsevier Science Publishers B.V. Nortth-Holland

Sánchez-Palomares O, Sánchez-Serrano F, Carretero M (1999) Modelos y cartografía de estimaciones climáticas termopluviométricas para la España peninsular. INIA, Madrid

Sánchez-Palomares O, Rubio A, Blanco A (2004) Definición y cartografía de las áreas potenciales fisiográfico-climáticas de hayedo en España. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales, fuera de serie: 13-62.

Serrada R (2011) Apuntes de Selvicultura. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid

Serrada Hierro R, Aroca Fernández MJ, Roig Gómez S, Bravo Fernández A, Gómez-Sanz V (2011) Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en el sector forestal. Notas sobre gestión adaptativa de las masas forestales ante el cambio climático. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid

Thornthwaite CW (1948) An approach toward a rational classification of climate. Geogr. Rev., 38: 55-94

Turc L (1961) Evaluation des besoins en eau d'irrigation. Evapotranspiration potentielle. Formule climatique simplifiée et mise à jour. Ann. Agronom, Paris

Vázquez FM (Coor) (1995) Catálogo de Especies para Forestación en Extremadura. Servicio de Ordenación Forestal. Servicio de Investigación y Desarrollo Tecnológico, Junta de Extremadura, Badajoz

Walter H (1985) Vegetation of the Earth and Ecological Systems of the Geo-biosphere. 3rd. ed. Springer-Verlag, Berlin

Zinck JA, Metternicht G, Bocco G, Del Valle HF (Eds.) (2016) Geopedology. An Integration of Geomorphology and Soil and Landscape Studies. Springer, Switzerland

Capítulo 4 - Anexo

Reseñas metodológicas para la caracterización ecológica de estaciones forestales

Valentín GÓMEZ SANZ

Como complemento al capítulo 4, se presenta en este anexo una síntesis de algunas de las metodologías que han sido de uso recurrente en las últimas décadas en España en la redacción de proyectos de repoblación forestal. Las tres primeras entradas son herramientas climatológicas, básicamente orientadas a la evaluación del balance hídrico a escala estación. Seguidamente, se presentan los principios básicos de la descripción en campo de suelos, muestreo de los mismos e interpretación de los resultados obtenidos a escala perfil, así como dos métodos paramétricos que permiten evaluar sendas propiedades edáficas que son especialmente relevantes en la respuesta vegetal. Finalmente, se exponen dos sistemas de homologación ecológica con base climática y fitográfica, y un método de evaluación de la productividad de biomasa forestal a partir de condicionantes físicos (climáticos y litológicos).

1. Método deThornthwaite (1948) para el cálculo de la evapotranspiración potencial

El geógrafo americano especializado en climatología C.W. Thornthwaite construyó, a partir de los resultados de experiencias realizadas con lisímetros, las siguientes expresiones de cálculo para la determinación de la "Evapotranspiración Potencial (ETP)" en una determinada estación:

si $T_i \leq 26{,}5$ ºC $\rightarrow$ $ETP_i = 16 \cdot f_i \cdot \left(\frac{10 \cdot T_i}{I}\right)^{\alpha}$

si $T_i > 26{,}5$ ºC $\rightarrow$ $ETP_i = f_i \cdot (8{,}00356 \cdot T_i - 76{,}5928)$

donde:

ETP_i es la evapotranspiración potencial en el mes "i" en mm; T_i es la temperatura media del mes "i" en grados centígrados; I es el índice de calor anual, cuyo valor es la suma de los doce valores mensuales $i_i = (T_i / 5)^{1{,}514}$; α es un coeficiente que se estima mediante la siguiente ecuación de tercer grado $\alpha = 0{,}000000675 \cdot I^3 - 0{,}0000771 \cdot I^2 + 0{,}01792 \cdot I + 0{,}49239$; f_i es la duración media de la luz solar por comparación a un mes de 30 días y 12 horas de luz (en la tabla 4A.1 aparecen los valores de f para cada mes en función de la latitud).

Tabla 4A.1. Valores del coeficiente *f* en función de la latitud para la determinación de la evapotranspiración potencial según el método de Thornthwaite (Gandullo 1994).

Meses	Latitud (º)								
	36	37	38	39	40	41	42	43	44
	Coeficiente f								
Enero	0,87	0,86	0,85	0,85	0,84	0,83	0,82	0,81	0,81
Febrero	0,85	0,84	0,84	0,84	0,83	0,83	0,83	0,82	0,82
Marzo	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03	1,02	1,02
Abril	1,10	1,10	1,10	1,11	1,11	1,11	1,12	1,12	1,13
Mayo	1,21	1,22	1,23	1,23	1,24	1,25	1,26	1,26	1,27
Junio	1,22	1,23	1,24	1,24	1,25	1,26	1,27	1,28	1,29
Julio	1,24	1,25	1,25	1,26	1,27	1,27	1,28	1,29	1,30
Agosto	1,16	1,17	1,17	1,18	1,18	1,19	1,19	1,20	1,20
Septiembre	1,03	1,03	1,04	1,04	1,04	1,04	1,04	1,04	1,04
Octubre	0,97	0,97	0,96	0,96	0,96	0,96	0,95	0,95	0,95
Noviembre	0,86	0,85	0,84	0,84	0,83	0,82	0,82	0,81	0,80
Diciembre	0,84	0,83	0,83	0,82	0,81	0,80	0,79	0,77	0,76

Ejemplo de cálculo de los valores de evapotranspiración potencial según Thornthwaite

En la tabla 4A.2 se ofrece un ejemplo de determinación de los valores de evapotranspiración potencial estimados para la localidad de Retiendas (Guadalajara), situada a una altitud de 970 m sobre el nivel del mar, a partir de los datos ofrecidos por el Atlas Climático Ibérico (AEMET 2011) para un período de observación de 30 años (1971-2000).

Tabla 4A.2. Valores de evapotranspiración estimados para la localidad de Retiendas (Guadalajara) (el valor del coeficiente α, estimado a partir del valor del índice de calor anual, es 1,27315).

Mes	Temperatura media del aire (°C)	Índice de calor mensual	Factor de corrección de la duración del día (latitud 41° N)	Evapotranspiración potencial (mm)
Enero	4,4	0,82	0,83	11,3
Febrero	5,5	1,15	0,83	15,1
Marzo	7,7	1,92	1,03	28,9
Abril	9,1	2,48	1,11	38,6
Mayo	12,7	4,12	1,25	66,6
Junio	17,7	6,76	1,26	101,7
Julio	21,7	9,22	1,27	133,1
Agosto	21,6	9,15	1,19	123,9
Septiembre	17,8	6,85	1,04	84,9
Octubre	12,5	4,00	0,96	49,8
Noviembre	7,9	1,99	0,82	23,7
Diciembre	5,3	1,09	0,80	13,9
Anual	12,0	49,55	-	691,5

2. Estructura y procedimiento de cálculo de la ficha hídrica de Thornthwaite (1948)

La propuesta de Thornthwaite para la evaluación del balance hídrico en una estación determinada se organiza a partir de la consideración de las variables siguientes:

- temperatura media mensual del mes "i" en ºC (T_i),
- precipitación media mensual del mes "i" en mm (P_i),
- evapotranspiración potencial del mes "i" en mm (ETP_i).

A partir de ellas, es posible confeccionar un año medio de la estación que incluya la evaluación de otras variables, como son:

- s_i, o superávit del mes "i" en mm ($P_i - ETP_i$, siempre que sea > 0,0);
- d_i, o déficit del mes "i" en mm ($P_i - ETP_i$, siempre que sea < 0,0);
- Ri, o reserva de agua en el suelo en el mes "i" en mm.

Para su cálculo es necesario conocer la capacidad de retención de agua máxima del suelo (CRA). Este valor se ha de determinar tras la realización de oportunos análisis del suelo desarrollado en el área de estudio. Ahora bien, no siempre es posible llevar a cabo dicho análisis, por lo que en la tabla 4A.3 se recogen valores de CRA "potenciales" en función del subsuelo o roca madre engendradora del suelo, para situaciones de pendiente escasa o nula.

Tabla 4A.3. Capacidad de retención de agua potencial según la litología (modificado de MMA 1998).

Litofacies	Capacidad de retención de agua potencial (mm)
Aluviones silíceos o calizos. Arcillas Margas Margas alternantes con calizas Rocas ígneas volcánicas ultrabásicas	250
Calizas Calizas alternantes con areniscas Dolomías Margas alternantes con areniscas Calcarenitas (molasas) margosas Pizarras Pizarras alternantes con areniscas Rocas ígneas volcánicas	200
Conglomerados calizos Esquistos Gneis y micacitas Rocas ígneas plutónicas básicas Rocas ígneas volcánicas ácidas	150
Areniscas arcósicas algo arcillosas Areniscas arcillosas o cuarzosas Conglomerados silíceos Granitoides	100
Arenales calizos o silíceos Graveras calizas o silíceas Margas yesosas	50

La determinación de esta variable se inicia por la reserva de agua en el suelo al final del período húmedo (reserva en el último mes con superávit, RFPH). Para determinar el valor RFPH se procede calculando el valor de A según la siguiente expresión:

$$CRA \cdot e^{-\left(\frac{D}{CRA}\right)} + S = A$$

donde:

CRA es la capacidad de retención máxima de agua que el suelo presenta; *S* la sumatoria de todos los superávit mensuales; *D* la sumatoria de todos los déficit mensuales.

Así, si:

→ A ≥ CRA, entonces RFPH = CRA.

→ A < CRA, se tantea la expresión siguiente, dando diferentes valores a RFPH hasta conseguir que se cumpla la igualdad:

$$RFPH = RFPH \cdot e^{-\left(\frac{D}{K}\right)} + S$$

Conocido el valor RFPH, las reservas mensuales de agua en el suelo se determinan:

→ meses con déficit: $R_i = RFPH \cdot e^{-\left(\frac{\sum deficits \cdot hasta \cdot el \cdot mes \cdot "i"}{RFPH}\right)}$

→ meses con superávit: $R_i = R_{i\text{-}1} + s_i$ (si R_i resulta > CRA, entonces R_i = CRA).

La evapotranspiración real máxima posible en el mes "i" ($ETRMP_i$), en mm, se determina de la manera siguiente:

→ meses con superávit: $ETRMP_i = ETP_i$

→ meses con déficit: $ETRMP_i = R_{i\text{-}1} - R_i + P_i$

La sequía fisiológica del mes "i" en mm (SF_i) se determina según la fórmula siguiente:

$$SF_i = ETP_i - ETRMP_i$$

Para la estimación del drenaje calculado del suelo en el mes "i"(DC_i), en mm, se utiliza la siguiente fórmula:

$DC_i = R_{i\text{-}1} + s_i - CRA$ (si resulta $DC_i < 0{,}0$, entonces $DC_i = 0{,}0$).

3. Climodiagramas de Walter-Lieth

En climatología es frecuente el uso de diagramas que de una manera sencilla permiten la comparación de condiciones climáticas de distinta localización, poniendo en evidencia rápidamente las diferencias y similitudes existentes.

Han sido varios los modelos desarrollados que han tenido a lo largo del siglo XX distinta implantación, de entre los que cabe destacar el diagrama ombrotérmico de Walter-Guassen, el climodiagrama de Walter-Lieth (1967), el climodiagrama de Papadakis (1966) o el diagrama bioclimático de Montero de Burgos y González Rebollar (1993).

No obstante, ha sido el modelo de climodiagrama de Walter-Lieth el que ha sido más aplicado en el ámbito forestal español. Esta circunstancia ha hecho que se disponga de climodiagramas de localizaciones repartidas por todo el territorio español, posibilitando la comparación y clasificación de distintas situaciones climatológicas. Así mismo, a

Ejemplo de cálculo de ficha hídrica según Thornthwaite

En la tabla 4A.4 se ofrecen los valores de los parámetros de la ficha hídrica estimados para la localidad de Retiendas (Guadalajara), situada a una altitud de 970 m, en base a los datos ofrecidos por el Atlas Climático Ibérico (AEMET 2011).

Tabla 4A.4. Ficha hídrica para la localidad de Retiendas (Guadalajara).

Mes	Temperatura media del aire (ºC)	Precipitación media (mm)	Evapotranspiración potencial (mm)	Superavits (mm)	Déficits (mm)	Reserva de agua en el suelo (mm)	Evapotranspiración real máxima posible (mm)	Sequía fisiológica (mm)	Drenaje del suelo (mm)
Enero	4,4	76,3	11,3	65,0	0,0	100,0	11,3	0,0	65,0
Febrero	5,5	62,5	15,1	47,4	0,0	100,0	15,1	0,0	47,4
Marzo	7,7	36,1	28,9	7,2	0,0	100,0	28,9	0,0	7,2
Abril	9,1	74,1	38,6	35,5	0,0	100,0	38,6	0,0	35,5
Mayo	12,7	78,0	66,6	11,4	0,0	100,0	66,6	0,0	11,4
Junio	17,7	43,1	101,7	0,0	58,6	55,7	87,5	14,2	0,0
Julio	21,7	25,4	133,1	0,0	107,7	19,0	62,1	71,0	0,0
Agosto	21,6	16,6	123,9	0,0	107,3	6,5	29,1	94,8	0,0
Septiembre	17,8	41,3	84,9	0,0	43,6	4,2	43,6	41,3	0,0
Octubre	12,5	74,3	49,8	24,5	0,0	28,7	49,8	0,0	0,0
Noviembre	7,9	89,1	23,7	65,4	0,0	94,0	23,7	0,0	0,0
Diciembre	5,3	104,4	13,9	90,5	0,0	100,0	13,9	0,0	84,6
Anual	12,0	721,3	691,5	347,0	317,2	-	470,1	221,4	251,2

escala mundial se ha desarrollado un sistema de homologación fitoclimática que tiene este tipo de climogramas como herramienta base.

Asumiendo la hipótesis expresada por Gaussen y Bagnouls en 1952 (un mes presenta aridez cuando el valor de las precipitaciones, en mm, es inferior al doble de la temperatura media de ese mes, expresada en ºC), Walter y Lieth (1967) organizan un diagrama en el que cada tipo de dato ocupa siempre idéntico lugar y puede, por tanto, ser reconocido por esto.

El diagrama consta de un sistema de ejes coordenados: en abscisas, el tiempo en meses y en ordenadas, las temperaturas medias mensuales en ºC y las precipitaciones medias mensuales en mm. La escala de precipitaciones es el doble que la de temperaturas (2 mm equivale a 1 ºC). A partir de los 100 mm, la escala de las precipitaciones se reduce en la proporción 1/10. La distribución de los datos en el diagrama aparece reflejada en la figura 4A.1.

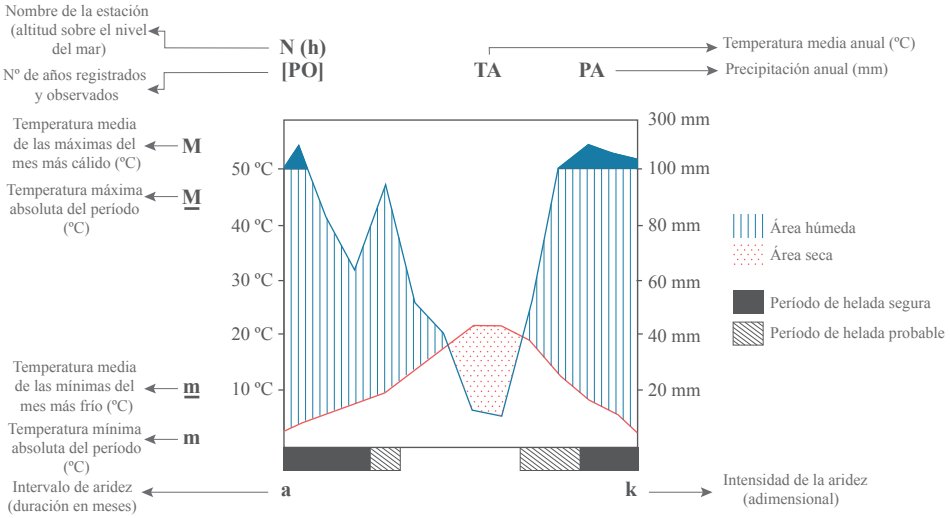


Figura 4A.1. Estructura base de un climodiagrama de Walter-Lieth (1967).

La parte del área húmeda en la que las precipitaciones son superiores a los 100 mm aparece ennegrecida. El intervalo de helada segura (meses con media de las mínimas menor de 0 ºC) y el de helada probable (meses con media de las mínimas mayor de 0 º C, pero con mínimas absolutas inferiores a 0 ºC) se representan, respectivamente, por un segmento ennegrecido y otro rayado bajo el eje de abscisas (tiempo en meses).

De este tipo de climodiagramas es posible deducir los siguientes indicadores climáticos:

- Intervalo de aridez (*a*). Longitud, en meses, del intervalo del eje de abscisas en el que la línea de precipitaciones se encuentra por debajo de la de temperaturas.
- Intensidad de la aridez (*k*). Cociente entre el área seca y el área húmeda.
- Duración del período vegetativo. Longitud, en meses, del intervalo del eje de abscisas en el que la línea de precipitaciones se encuentra por encima de la de temperaturas, y con esta última por encima de la de 6 ºC.

4. Descripción en campo y muestreo de suelos

Esta tarea consiste en las actividades siguientes:

- **Selección y descripción del punto de muestreo**. Dentro de cada rodal con estación constante se ha de seleccionar un punto de muestreo en aquellos lugares que no presenten carácter accidental y sean reflejo de las características medias de la zona. No interesan lugares de suelos anormalmente profundos y de fácil excavación, ni de suelos de profundidad irregularmente escasa.

  Seleccionado el punto de muestreo, se toma nota de una serie de datos que permite una descripción concisa del lugar elegido. Los más usuales son:

  - fecha de observación,
  - identificativo (etiqueta) del perfil,
  - nombre del paraje,
  - localización administrativa (término municipal, etc.),
  - coordenadas geográficas (latitud y longitud o UTM),
  - altitud (en m),
  - pendiente (en %),
  - orientación (respecto de los puntos cardinales),
  - posición fisiográfica,
  - material mineral original (roca madre),
  - afloramientos rocosos,
  - pedregosidad superficial (< 5%, 5-25 %, 25-50 %, 50-75 % y > 75 %),
  - vegetación (tipo de agrupación vegetal y relación de especies principales, grado de cobertura),
  - drenaje superficial (normal, excesivo o defectivo),
  - condiciones de humedad del suelo,
  - profundidad del nivel freático,
  - erosión (no apreciable, ligera o notable),
  - estado del tiempo actual y en días anteriores,
  - presencia de costras salinas,
  - uso de suelo o influencia humana,
  - observaciones: todos aquellos datos que permitan la identificación exacta de la localización del muestreo y la descripción de sus características ambientales.

- **Toma de muestras del suelo.** La toma de muestras del suelo constituye la siguiente fase del proceso general de descripción. Por "muestra" de un suelo se entiende una "porción pequeña del mismo tomada para representar un horizonte u otra parte del perfil edáfico, suficientemente grande para incluir y representar las características que se deseen estudiar", siendo el tamaño y la forma de la muestra función directa de su finalidad (Hodgson 1987).

Con carácter general se establecen dos tipos básicos de muestras:

- Muestras con estructura intacta. En este caso se extraen columnas de suelo inalterado, mediante máquinas taladradoras, o pequeños cilindros o paralelepípedos metálicos. Se emplean para estudios físicos y micromorfológicos del suelo, que son específicos y complejos, y se desarrollan casi exclusivamente en el campo científico.
- Muestras con estructura alterada. Se extraen porciones de suelo de partes diferenciadas del mismo, estableciéndose dos posibilidades (Cobertera 1993):
  - Muestreos destinados a la clasificación e investigación de los suelos, con análisis de perfiles completos. Tras la apertura de una zanja o calicata, se diferencian los distintos horizontes edáficos presentes, caracterizándolos y extrayendo una muestra independiente de cada uno de ellos, con lo que se consigue una precisa ubicación de la información obtenida en el conjunto del perfil edáfico.
  - Muestreos destinados a mejorar las condiciones de los suelos para la producción agraria o forestal intensiva. En este caso se trata de muestras recogidas bajo las denominaciones de suelo y subsuelo, a profundidades estándar que suelen ser de 0 a 25-30 cm. para el suelo, y de 25-30 a 50-60 cm. para el subsuelo. Lógicamente, la probabilidad de que estas dos muestras coincidan con los horizontes genéticos es muy baja. Esto produce un sesgo en la interpretación de los resultados, al tomarse porciones de suelo que pueden incluir elementos de horizontes muy distintos desde el punto de vista de la morfología y dinámica edáficas.

Salvo para contadas excepciones, que habrá que justificar de acuerdo con los objetivos del muestreo, se aconsejan las muestras tipo B.1. Especialmente, si el objeto es valorar las condiciones generales del suelo como soporte físico de las comunidades biológicas de los sistemas naturales, esta opción es la más conveniente.

En este tipo de muestreos, la calicata debe seguir la curva de nivel del terreno y su dimensión aproximada será de 2 m de largo por 0,8 m de ancho, profundizando hasta alcanzar la roca madre subyacente en masa (coherente) o cuando se observe una pedregosidad no muestreable superior al 75 % del volumen total. Si la roca madre coherente se encuentra a gran profundidad o si ésta es incoherente, la profundidad máxima de muestreo se fija en 1,25 m.

Una vez abierta la calicata, el proceso siguiente consiste en diferenciar los horizontes presentes, atendiendo a su color, pedregosidad, presencia de raíces y estructura. Se completa el proceso con la anotación, para cada uno de los horizontes identificados, de:

- Nivel medio superior y nivel medio inferior, habitualmente en cm, respecto de la superficie. La diferencia entre ambos niveles determina el espesor del horizonte. Para el horizonte más profundo, si no se ha alcanzado la roca madre, no se asigna nivel inferior.
- Color dominante del conjunto de materiales edáficos (matriz). Esta propiedad física es indicadora de ciertos caracteres físicos y químicos,

que depende básicamente de la naturaleza de los materiales minerales que componen el suelo, del contenido y calidad de la materia orgánica, y de la acción de los procesos formadores sobre ambos (edafogénesis), aunque también inciden otros factores como el grado de humedad, muy variable espacial y temporalmente. Para eliminar al máximo la subjetividad a la hora de establecer un color, se emplean en Edafología tablas cromáticas, siendo la internacionalmente más aceptada la *Munsell Soil Color Charts*. De acuerdo con ella, la identificación de un color se realiza a partir de la determinación de tres variables:

- Matiz o tinte (*Hue*): color espectral dominante, expresado en clave alfanumérica que indica la composición de ese color (figura 4A.2). Los cinco matices principales con sus letras características son: amarillo (Y), rojo (R), verde (G), azul (B) y púrpura (P). Se consideran también otros cinco matices intermedios: YR, GY, GB, PB, y RP. Cada letra de matiz va acompañada de un número que refleja la posición dentro del color, variando de 0 a 10 dentro de cada letra.

Figura 4A.2. Serie ordenada de matices más frecuentes en los suelos naturales, desde los más rojos a los más amarillos (los colores incluidos en la figura se han seleccionado, dentro del matiz, en valores medios de pureza y máximos de saturación).

- Brillo o pureza (*Value*): expresa la claridad u oscuridad del color, tomando el valor 0 para el negro puro y el valor 10 para el blanco puro.
- Intensidad de color o saturación (*Chroma*): supone una medida de la pureza del matiz, desde su manifestación más tenue (valores más bajos), hasta su intensidad más fuerte (valores más altos).

◦ Consecuentemente, el color del suelo evaluado según estas tablas queda descrito por los tres parámetros dispuestos de la forma siguiente: Matiz Brillo / Intensidad. Sirva como ejemplo la expresión siguiente: 10YR 6 / 4

◦ Presencia de manchas dentro de la matriz y color de las mismas según código Munsell.

◦ Pedregosidad no muestreable. Fragmentos de roca madre de gran tamaño que no van a ser incluidos en la muestra. Deben ser evaluados en porcentaje respecto del volumen total del horizonte, con indicación de la forma de los mismos –angulosa, subangulosa, redondeada o platiforme).

◦ Humedad. Estado de humedad general del horizonte, pudiéndose considerar como muy seco (suelta polvo), seco (no suelta polvo), húmedo (tacto húmedo pero no moja) o encharcado (moja al entrar en contacto con él).

◦ Presencia de raíces. Frecuentemente se evalúa la presencia tanto de raíces principales como de secundarias (raicillas), calificándola como nulas, escasas, frecuentes o abundantes.

- Estructura. Forma de agregación de los materiales edáficos, distinguiéndose entre particular de grano suelto (dominio de arenas), particular de masiva o maciza (domino de arcillas y/o limos), grumosa (agregados más o menos redondeados de tamaño variable), de fragmentación (bloques laminares, prismáticos o columnares) o de precipitación (concreciones individuales o en masa –costras-).
- Consistencia. Resistencia a la disgregación física, evaluada como suelta, débil, firme o dura.
- Tránsito entre los horizontes. Grado de diferenciación entre horizontes adyacentes, que puede ser abrupto, neto o difuso.
- Grado de consistencia y fisuración de la roca subyacente (si se ha llegado a ella),
- Observaciones. Peculiaridades físicas, químicas o biológicas de interés.

La última fase consiste en la toma de muestras propiamente dicha, en la que se extraen porciones de tierra de cada horizonte a lo largo de toda la longitud de la zanja y a diferentes niveles en cada uno de ellos. El material extraído de cada horizonte se mezcla bien y se desmenuzan los terrones hasta formar un montón lo más homogéneo posible, del cual se eligen unos 2 kg de muestra, ensacándose (se deben evitar las bolsas de plástico o de materiales que pueden deteriorarse o contaminar la muestra) con sus correspondientes etiquetas para su posterior identificación. Los sacos rellenos con cada una de las muestras se mandan al laboratorio con la mayor rapidez, y si no es posible, se guardan en sitios frescos y ventilados hasta su posterior remisión al laboratorio.

5. El problema del perfil como unidad

Uno de los objetivos principales de la analítica de muestras edáficas es disponer de información cuantificada que permita la caracterización de las propiedades del suelo más importantes y la comparación entre suelos de distintas localizaciones. El problema base que aparece entonces es la consideración del perfil como unidad: ¿Cómo se pueden comparar dos perfiles que presenten diferente número de horizontes y con distintos espesores de los mismos?

Este problema se solventa con la identificación de los denominados "valores característicos del perfil" (VCP), entendidos como los valores de la "variable edáfica" a interpretar (VE) que expresan de forma trascendente su papel en el conjunto perfil.

Para la identificación de los VCP es posible seguir diferentes procedimientos:

- Expresar como VCP el valor medio de la variable edáfica (VEi) ponderado con el espesor de cada horizonte (ei): MPE.

$$MPE = \frac{\sum e_i \cdot VE_i}{\sum e_i}$$

- Indicar como VCP el valor medio de la variable edáfica (VEi) ponderado con el espesor de cada horizonte y su posición relativa en el perfil: MRM.

  Russell y Moore (1968) proponen que el peso de ponderación de cada horizonte disminuya exponencialmente con la profundidad, por lo que se asigna un peso de

ponderación mayor a los horizontes superficiales que a los profundos. Así, para un horizonte H, su peso (Wi) se determina según la expresión:

$$W_i = -e^{-0{,}02 \cdot \text{nivel inferior}} + e^{-0{,}02 \cdot \text{nivel superior}}$$

y el valor medio ponderado se obtiene según:

$$MRM = \frac{\sum W_i \cdot VE_i}{\sum W_i}$$

- Asignar como VCP los valores extremos de la variable edáfica (VE_i) –máximo y/o mínimo– en el conjunto de los horizontes del perfil: Vmax y/o Vmin.
- Reflejar como VCP el valor que toma la variable edáfica en el horizonte más superficial: VS.

La elección en cada caso del procedimiento de determinación del VCP viene condicionada por el tipo de VE. De esta forma:

- las variables que cuantifican las propiedades físicas del perfil utilizan casi exclusivamente la media ponderada con el espesor de cada horizonte (MPE) para la obtención de sus respectivos VCP.
- las variables que cuantifican las propiedades químicas y actividad biológica admiten dos posibilidades (que son excluyentes por redundantes):
  - VCP = valor medio según Russell-Moore (MRM) de la correspondiente VE.
  - VCP = dos valores de la VE: el valor del horizonte superficial (VS) y la media ponderada con el espesor de cada horizonte (MPE).

No obstante, no todas las variables químicas siguen este criterio, de tal forma que aquéllas más limitantes presentan como VCP los valores extremos observados en el conjunto del perfil.

La determinación de los VCP medios ponderados, en cualquiera de las posibilidades descritas, necesita del conocimiento del límite inferior del horizonte más profundo. Este dato es desconocido si no se ha alcanzado, al abrir la calicata, la roca madre consolidada y dura, bien porque ésta no reúne ambas características (rocas incoherentes) o bien porque, cumpliéndolas, se encuentra relativamente profunda. En este caso, como en la toma de muestras se debió excavar hasta 1,25 m, se ha de tomar como nivel inferior del horizonte más profundo esta cifra, teniéndola en cuenta a la hora de la determinación de los coeficientes de ponderación a emplear en cada caso.

6. Parámetro permeabilidad (Gandullo 1985)

Es un método de estimación relativa de la permeabilidad que se fundamenta en que la aireación de un suelo se opone a su posibilidad de encharcamiento, pudiendo éste tener lugar:

- Por cementación, ocasionada por la arcilla que rellena los poros del suelo y genera estructuras particulares masivas. Al secarse da lugar a una especie de hormigón natural que dificulta entre otras cosas la respiración y penetración de los sistemas radicales. El parámetro evaluador es el "Coeficiente de capacidad de

cementación" (CCC) que en ningún caso puede tomar valores negativos (si da un valor inferior a 0, entonces CCC = 0,00):

$$CCC = \frac{\%\ Arcilla - 4 \cdot \%\ MO}{\%\ TF}$$

- Por microporosidad. La abundancia de limo posibilita un incremento del agua capilar y una disminución del agua gravitacional. El parámetro evaluador es el "Coeficiente de impermeabilidad debida al limo" (CIL):

$$CIL = \frac{\%\ Limo \cdot \%\ TF}{10^4}$$

A partir de estos dos coeficientes se propone un parámetro evaluador que permite la identificación de situaciones de permeabilidad diferenciada. Este parámetro es adimensional y de carácter ordinal (un suelo de permeabilidad valor 4 respecto a otro de valor 2, por ejemplo, indica que el primero es más permeable, pero no que sea 2 veces mayor que el segundo). La asignación y calificación del valor del mismo se realiza utilizando la figura 4A.3 y la tabla 4A.5.

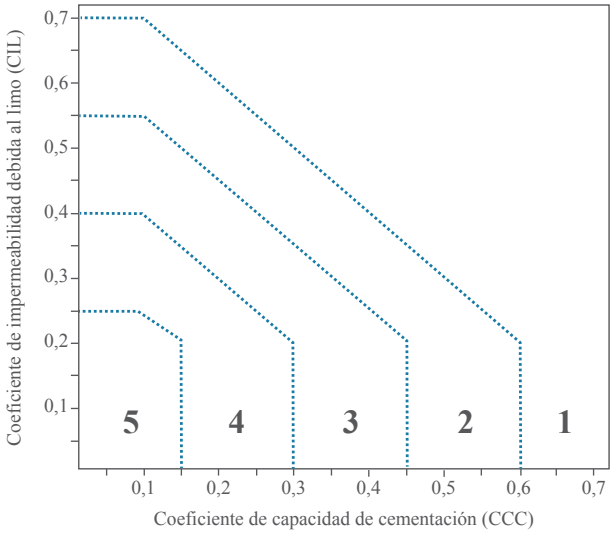


Figura 4A.3. Gráfico para la determinación del parámetro permeabilidad (Gandullo 1985).

Calculada la permeabilidad de cada horizonte, el valor característico del perfil (VCP) para esta propiedad del suelo se deducirá también de la gráfica anterior, mediante el uso de las medias ponderadas con el espesor de cada horizonte (MPE) de los parámetros CCC y CIL. No obstante, el aspecto más determinante es la identificación de discontinuidades abruptas de permeabilidad entre horizontes del perfil. Su conocimiento es fundamental de cara a proponer procedimientos efectivos de preparación del suelo que reduzcan o eliminen los efectos negativos para el desarrollo radical de un cambio en las condiciones de permeabilidad entre horizontes a lo largo del perfil.

Tabla 4A.5. Calificación del parámetro permeabilidad (Gandullo 1985).

Permeabilidad	Calificación
5	Muy permeable
4	Bastante permeable
3	Medianamente permeable
2	Poco permeable
1	Muy poco permeable

7. Capacidad de retención de agua (Gandullo 1994)

De amplia difusión en el ámbito forestal, el método indirecto de determinación de la Capacidad de Retención de Agua máxima de una muestra de suelo propuesto por Blanco y Sánchez-Palomares (Gandullo 1994) se corresponde con la siguiente expresión:

$$CRA\,(mm/m) = \left[12{,}5 \cdot h_e + 6{,}25 \cdot \left(50 - h_e\right) \cdot k\right] \cdot c \cdot \frac{\%\,TF}{100}$$

donde:

h_e es la humedad equivalente $h_e = 4{,}6 + 0{,}43 \cdot \%\,Arcilla + 0{,}25 \cdot \%\,Limo + 1{,}22 \cdot \%\,MO$;

c es el complemento a uno de la pendiente del terreno en tanto por uno c = 1 – (% *Pendiente* / 100);

k es el coeficiente que depende de la permeabilidad del horizonte considerado (p), de la permeabilidad del horizonte inmediato inferior (p_i) y del complemento a uno de la pendiente del terreno (c):

→ si $p \leq p_i$ entonces $k = 0$

→ si $p > p_i$ entonces el valor de k se determina a través de la tabla 4A.6.

Para el horizonte más profundo del perfil:

→ si no se ha alcanzado la roca madre sin fisurar, $p_i = p$

→ si se ha alcanzado la roca madre sin fisurar, $p_i = 1$

La CRA total del perfil será igual a la suma de las CRA de cada horizonte determinadas por la expresión anterior, multiplicada por el espesor en metros que presenta dicho horizonte.

8. El sistema fitoclimático de Allué Andrade (1990 y 1995)

Este sistema de base fitográfica se implementa a partir de la clave que aparece en la tabla 4A.7. La información de partida se obtiene de los valores termopluviométricos mensuales del año medio o de la interpretación del climodiagrama de Walter-Lieth correspondiente a la estación a homologar ecológicamente. La información resultante es la subregión y el subtipo fitoclimático en el que está incluida la estación.

A partir de la identificación del subtipo fitoclimático, la tabla 4A.8 permite establecer las principales significaciones fitológicas.

Tabla 4A.6. Determinación de los coeficientes *k* para el cálculo de la CRA (Gandullo 1985).

p	p_i	*c*									
		1,0	**0,9**	**0,8**	**0,7**	**0,6**	**0,5**	**0,4**	**0,3**	**0,2**	**0,1**
2	1	1,0	0,9	0,8	0,6	0,5	0,4	0,3	0,2	0,0	0,0
3	1	1,0	0,9	0,7	0,6	0,4	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0
	2	0,8	0,7	0,5	0,4	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
4	1	1,0	0,8	0,7	0,5	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
	2	0,8	0,6	0,5	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	3	0,6	0,4	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5	1	1,0	0,8	0,6	0,5	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
	2	0,8	0,6	0,4	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	3	0,6	0,4	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	4	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabla 4A.7. Clave para la determinación de Subregiones Fitoclimáticas Españolas (Allué-Andrade 1995).

Clave fitoclimática cualitativa [1]					Subregión	Subtipo fitoclimático	
mMF > -7 ºC	a ≥ 11				III(IV)	Sahariano	
	3 ≤ a < 11	mMF > 0 ºC	TMC ≤ 9,5 ºC	P ≤ 450 mm	IV(III)	Mediterráneo	Subsahariano
				P > 450 mm	IV_2		Genuino
			TMC < 9,5 ºC	P ≤ 400 mm	IV_1		
				400 mm < P ≤ 500 mm	IV_3		
				P > 500 mm	IV_4		
		mMF ≤ 0 ºC	TMF ≤ 2 ºC		IV(VII)		Subestepario
			TMF > 2 ºC		$IV(VI)_1$		Subnemoral
	1,25 ≤ a < 3	TMF ≥ 7,5 ºC	P ≤ 850 mm		$IV(VI)_2$		
			P > 850 mm		$VI(IV)_3$	Nemoromediterráneo	Subnemoral
		TMF<7,5 ºC	HS < 5 meses	P ≤ 725 mm	$VI(IV)_1$		Genuino
				P > 725 mm	$VI(IV)_2$		
			HS ≥ 5 meses		VIII(VII)	Oroborealoide	Subestepario
	0 ≤ a < 1,25	P ≤ 950 mm	mMF > 0 ºC		$VI(IV)_4$	Nemoromediterráneo	Submediterráneo
			mMF ≤ 0 ºC	T ≥ 7,5 ºC	VI(VII)	Nemoral	Subestepario
				T < 7,5 ºC	$VIII(VI)_1$	Oroborealoide	Subnemoral seco
		P>950 mm	TMF > 4 ºC		VI(V)	Nemoral	Genuino
			TMF ≤ 4 ºC	HS ≤ 3 meses	VI		
				HS > 3 meses	$VIII(VI)_2$	Oroborealoide	Subnemoral húmedo
mMF ≤ -7 ºC	a = 0	TMC > 10 ºC			X(VIII)		Genuino
		TMC ≤ 10 ºC			$X(IX)_1$	Oroarticoide	Termoaxérico
	a > 0				X(IX)v		Termoxérico

[1] mMF: temperatura media de las mínimas del mes más frío; a: duración de la aridez en meses, según Gaussen; TMF: temperatura media mensual del mes más frío; TMC: temperatura media mensual del mes más cálido; T: temperatura media anual; P: precipitación media anual; HS: período, en meses, de helada segura.

Tabla 4A.8. Relaciones entre subtipos fitoclimáticos y asociaciones vegetales de carácter climático en el territorio peninsular español (Allué-Andrade 1995).

Subregión	Subtipo fitoclimático		Formaciones zonales más frecuentes
III(IV)	Sahariano		Espinales de azufaifo y cornicales
IV(III)	Mediterráneo	Subsahariano	Lentiscares
IV_1		Genuino	Coscojares
IV_2			Acebuchales
IV_3			Encinares secos
IV_4			Encinares húmedos
$IV(VI)_1$		Subnemoral	Encinares húmedos con quejigo y rebollo
$IV(VI)_2$			Alsinares secos
IV(VII)		Subestepario	Piornales espinosos almohadillados
$VI(IV)_1$	Nemoromediterráneo	Genuino	Quejigares y melojares secos con encina
$VI(IV)_2$			Quejigares y melojares húmedos con encina
$VI(IV)_3$		Subnemoral	Robledales pedunculados secos
$VI(IV)_4$		Submediterráneo	Alsinares húmedos
VI	Nemoral	Genuino	Hayedos y robledales albares
VI(V)			Robledales pedunculados
VI(VII)		Subestepario	Robledales pubescentes
VIII(VII)	Oroborealoide	Subestepario	Pinares de silvestre o laricio
$VIII(VI)_1$		Subnemoral seco	Pinares de silvestre o laricio
$VIII(VI)_2$		Subnemoral húmedo	Pinares de silvestre con frondosa
X(VIII)		Genuino	Pinares de silvestre o moro
$X(IX)_1$	Oroarticoide	Termoaxérico	Pastos alpinos
$X(IX)_2$		Termoxérico	Pastos alpinoideos

9. Clasificación fitoclimática de Rivas Martínez (1987)

El sistema de clasificación bioclimática propuesto por Rivas Martínez se fundamenta en la identificación de la ámbito biogeográfico ("región") y del espacio termopluviométrico ("piso bioclimático" y "ombroclima") correspondiente a la estación a clasificar. Para ello, se debe proceder a:

- La determinación de la "región bioclimática" a la que pertenece la estación. De acuerdo con el ámbito territorial:
  - Islas Canarias: Región Macaronésica.
  - Península Ibérica e Islas Baleares: Regiones Eurosiberiana y Mediterránea.

  Para delimitar ambas, se utilizan los índices de mediterraneidad:

Así:

$$Im1 = \frac{ETP_{JULIO}}{P_{JULIO}}$$

$$Im2 = \frac{ETP_{JULIO} + ETP_{AGOSTO}}{P_{JULIO} + P_{AGOSTO}}$$

$$Im3 = \frac{ETP_{JUNIO} + ETP_{JULIO} + ETP_{AGOSTO}}{P_{JUNIO} + P_{JULIO} + P_{AGOSTO}}$$

si Im1 > 4,0, Im2 > 3,5 e Im3 > 2,5 → Región mediterránea

si no se cumple alguna de las tres condiciones anteriores → Región eurosiberiana

- La identificación del "piso bioclimático" en el que se enclava la estación. Para ello es necesaria el cálculo del parámetro "Índice de termicidad" (*It*), que responde a la expresión:

$$It = (T + \underline{m}MF + \underline{M}MF) \cdot 10 = (T + 2tf) \cdot 10$$

siendo: *T* la temperatura media anual en ºC; $\underline{m}MF$ la media de las mínimas del mes más frío, en ºC; $\underline{M}MF$ la media de las máximas del mes más frío, en ºC; *tf* la temperatura media del mes más frío, en ºC.

Obtenido el valor del índice, la determinación del piso bioclimático correspondiente se realiza según lo establecido en la tabla 4A.9.

- Evaluación del "ombroclima" (o grado de humedad). Se define de acuerdo con la precipitación media anual, según las posibilidades incluidas en la tabla 4A.9.

10. Productividad potencial forestal de Gandullo y Serrada (1987)

El climatólogo sueco Patterson estableció que para un ecosistema forestal asentado sobre suelo maduro, con espesura normal de masa, buen estado fitosanitario y tratamiento adecuado, la producción de la especie autóctona de mayor rendimiento económico, compatible con la estabilidad del medio, viene dada por la expresión:

$$\text{Producción } (m^3 \text{ madera } ha^{-1} \text{ año}^{-1}) = 5{,}3 \cdot \log_{10} I - 7{,}4$$

donde: I es un índice fitoclimático que resulta de:

$$I = \frac{V \cdot f \cdot PA \cdot G}{12 \cdot A}$$

donde: *V* es la temperatura media mensual del mes más cálido, en ºC; *A* es la diferencia entre la media de la temperaturas máximas del mes más cálido y la media de las temperaturas mínimas del mes más frío, en ºC; *f* (modificado por Gandullo) responde a la expresión $f = 2500 / (N + 1000)$, siendo N el número de horas medio de sol al año; *PA* es la precipitación anual en mm; *G* es la duración del período vegetativo, en meses (de acuerdo con Gaussen, son meses de actividad vegetativa aquellos en los que las precipitaciones, expresadas en mm, son iguales o superiores al doble de la temperatura media del mes, expresada en ºC, y que dicha temperatura iguale o supere los 6 ºC).

Tabla 4A.9. Pisos bioclimáticos para cada región bioclimática en función del índice de termicidad según Rivas Martínez (1987).

Región	Piso bioclimático	Índice de termicidad
Eurosiberiana	Colino	It > 180
	Montano	50 < It < 180
	Subalpino	-50 < It < 50
	Alpino	It < -50
Mediterránea	Inframediterráneo	It > 470
	Termomediterráneo	350 < It > 470
	Mesomediterráneo	210 < It < 350
	Supramediterráneo	60 < It < 210
	Oromediterráneo	-30 < It < 60
	Criomediterráneo	It < -30
Macaronésica	Infracanario	It > 480
	Termocanario	340 < It < 480
	Mesocanario	220 < It < 340
	Supracanario	90 < It < 220
	Orocanario	It < 90

Tabla 4A.10. Ombroclima para cada región bioclimática en función del ombroclima según Rivas Martínez (1987).

Región	Ombroclima	Precipitación anual (mm)
Eurosiberiana	Subhúmedo	500 < PA < 900
	Húmedo	900 < PA < 1.400
	Hiperhúmedo	PA > 1.400
Mediterránea	Árido	PA < 200
	Semiárido	200 < PA < 350
	Seco	350 < PA < 600
	Subhúmedo	600 < PA < 1.000
	Húmedo	1.000 < PA < 1.600
	Hiperhúmedo	PA > 1.600
Macaronésica	Árido	PA < 200
	Semiárido	200 < PA < 350
	Seco	350 < PA < 550
	Subhúmedo	550 < PA < 850
	Húmedo	PA > 850

Posteriores estudios realizados en España por Gandullo y Serrada, demuestran que la evaluación propuesta por Patterson es aceptable siempre que la roca madre, engendradora del suelo maduro, tienda a dotar a éste de unas propiedades físicas y químicas calificables como "medias", suposición que en muchos casos se aleja de la realidad. Con el objetivo de solventar este inconveniente, Gandullo y Serrada proponen, apoyados en la metodología de Patterson, el siguiente índice de productividad potencial forestal:

$$\text{P.P.F. } (m^3 \text{ madera } ha^{-1} \text{ año}^{-1}) = k \cdot (5{,}3 \cdot \log_{10} I - 7{,}4)$$

donde: k es un coeficiente que depende de la litofacies y cuyos valores se expresan en la tabla 4A.11.

Tabla 4A.11. Valores del coeficiente *k* para el cálculo de la Productividad Potencial Forestal (según Gandullo y Serrada, en Rivas Martínez 1978).

Litofacies	España con aridez estival	España sin aridez estival	*k*
A	Aluviones calizos Aluviones silíceos	Aluviones calizos	1,66
B	Esquistos silíceos Gneis y micacitas Pizarras	Aluviones silíceos Calizas Dolomías Esquistos calizos Gabros y peridotitas Pizarras	1,44
C	Arenas arco-arcillosas Areniscas calizas Esquistos calizos Gabros y peridotitas Granitos gnéisicos Margas y areniscas Molasas margosas	Areniscas calizas Areniscas pizarrosas Esquistos silíceos Gneis y micacitas Margas y areniscas Margas calizas Molasas margosas	1,22
D	Areniscas arcillosas Areniscas pizarrosas Conglomerados calizos Dolomías Granitos Margas Margas calizas	Arenas arco-arcillosas Areniscas arcillosas Granitos Granitos gnéisicos Margas	1,00
E	Calizas Arenales calizos Arenales silíceos	Arcillas Arenales calizos Conglomerados calizos	0,77
F	Arcillas Cuarzoarenitas y cuarcitas Conglomerados silíceos Graveras calizas Margas yesíferas	Arenales silíceos Cuarzoarenitas y cuarcitas Conglomerados silíceos Graveras calizas Margas yesíferas	0,55
G	Graveras silíceas	Graveras silíceas	0,33
H	Sitios semiencharcados	Sitios semiencharcados	0,00

Los resultados obtenidos pueden ser calificados de acuerdo a su pertenencia a alguna de las clases establecidas por los autores del índice y que aparecen recogidas en la tabla 4A.12.

Tabla 4A.12. Clases de Productividad Potencial Forestal (según Gandullo y Serrada, en Rivas Martínez 1987).

P.P.F. (m^3 ha^{-1} $año^{-1}$)	Clase	Definición
> 7,5	I	Territorio sin limitaciones importantes para el crecimiento de bosques con vocación productora. Las elevadas precipitaciones y el régimen térmico suave hacen que el período vegetativo sea prolongado, permitiendo los mejores crecimientos de las masas forestales. El suelo no impone grandes limitaciones.
6,1 a 7,5	II	Territorio con limitaciones débiles para el crecimiento de bosques con vocación productora. La pequeña reducción del período vegetativo (por aridez o frío) o la existencia, aún en condiciones climáticas ideales, de propiedades edáficas algo alejadas del óptimo llevan a una ligera limitación en el crecimiento de masas forestales.
4,6 a 6,0	III	Territorio con limitaciones moderadas para el crecimiento de bosques con vocación productora. Aparecen tanto en situaciones de clima adecuado, pero con litofacies que generan suelo con importantes limitaciones para el arbolado, como en clima no óptimo, si bien con litofacies favorables para la producción forestal.
3,1 a 4,5	IV	Territorio con limitaciones moderadamente graves para el crecimiento de bosques con vocación productora. El clima es siempre un factor limitante, especialmente por su elevada aridez. La litofacies da origen a suelos de calidad intermedia o incluso buena.
1,6 a 3,0	V	Territorio con limitaciones graves para el crecimiento de bosques con vocación productora. Las condiciones climáticas son muy desfavorables para el crecimiento, consecuencia del corto período de actividad vegetativa, sobre todo por aridez. Las litofacies originan suelos de mediocre calidad, contribuyendo a la limitación en el crecimiento del arbolado.
0,5 a 1,5	VI	Territorio con limitaciones muy graves para el crecimiento de bosques con vocación productora. Las especialmente desfavorables condiciones climáticas cuestionan incluso la posibilidad de existencia de formaciones boscosas. La elevada aridez amortigua incluso el efecto de litofacies creadoras de suelos de aceptable calidad.
< 0.5	VII	Territorio con limitaciones lo suficientemente graves para impedir el crecimiento del formaciones boscosas estables. La aridez climática hace imposible la existencia del bosque, aun existiendo litofacies favorables.

BIBLIOGRAFÍA

Allué Andrade JL (1990) Atlas fitoclimático de España. INIA. MAPA, Madrid

Allué-Andrade JL (1995) El cambio climático y los montes españoles. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 2:35-64

Cobertera E (1993) Edafología aplicada. Editorial Cátedra, Madrid

Gandullo JM (1985) Ecología vegetal. Fundación Conde del Valle de Salazar. E.T.S.I. de Montes, Madrid

Gandullo JM (1994) Climatología y Ciencia del Suelo. Fundación Conde del Valle de Salazar. E.T.S.I. de Montes, Madrid

Hodgson JM (1987) Muestreo y descripción de suelos. Editorial Reverté S.A, Barcelona.

MMA (1998) Guía para la elaboración de estudios del medio físico: contenido y metodología. Secretaría General Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid

Rivas Martínez S (1987) Memoria del mapa de series de vegetación de España. ICONA. MAPA, Madrid

Thornthwaite CW (1948) An approach toward a rational classification of climate. Geogr. Rev. 38:55-94

Walter H, Lieth H (1967) Klimadiagramm Weltatlas. VEB Gustaf Fischer Verlag, Jena

Capítulo 5

La descripción de la cubierta vegetal en los proyectos de repoblación forestal

Juan Ignacio GARCÍA VIÑAS, Aitor GASTÓN GONZÁLEZ,
Pepa AROCA FERNÁNDEZ, Teresa GOICOLEA MARÍN,
Valentín GÓMEZ SANZ

1. Introducción

La cubierta vegetal es uno de los factores que se analizan en los proyectos de repoblación forestal. Se presenta con un texto en la memoria y con un mapa en la sección de planos. Describir y analizar este componente del sistema es necesario para dejar constancia de la cubierta vegetal sobre la que se pretende intervenir, pero especialmente porque condiciona una serie de análisis y decisiones técnicas del proyecto.

Describir la cubierta es hacerlo de la vegetación y a veces también de la flora. La descripción de la vegetación conlleva reseñar y analizar el conjunto de comunidades vegetales en un territorio, en este caso las que se encuentran en la superficie afectada por el proyecto. Describir la flora (reseña de flora o inventario florístico), por su parte, consiste esencialmente en mostrar una relación de especies presentes (generalmente las principales), sin valorar especialmente la forma en que se agrupan, ni sus abundancias. El análisis de la vegetación, como se pretende ir mostrando a lo largo de este capítulo, es una parte fundamental en el proyecto, mientras que el estudio de la flora, que es preceptivo, variará su importancia según los casos.

Los contenidos de la descripción de la vegetación de un proyecto de repoblación forestal pueden ser muy diferentes. La clave principal es que dicha descripción contenga un conjunto de datos útiles para los análisis específicos y las decisiones a tomar en el proyecto. Los contenidos más frecuentes están orientados a los siguientes aspectos:

- El diagnóstico del estado ecológico del área de actuación, como por ejemplo las deficiencias en la cubierta que enfaticen procesos de erosión hídrica, deficiencias en la conectividad ecológica para ciertas plantas, animales o grupos, la escasez de recurso trófico para determinada fauna, la reducida biodiversidad de especies arbóreas y arbustivas, etc.

- El apoyo en la diferenciación o apeo de rodales, incluida la identificación de los que tengan agrupaciones vegetales o especies protegidas o con valores singulares para su conservación por los motivos que se consideren oportunos.
- Proporcionar un marco geobotánico, especialmente biogeográfico, cuando para la elección de especies sea importante considerar su carácter natural, como ocurre en la mayoría de los casos.
- Valorar el nivel sucesional o evolutivo de las diferentes cubiertas vegetales presentes respecto de las formas más evolucionadas posibles para la estación cuando es un objetivo llegar a conseguir las formas más maduras posibles.
- Aportar datos para el diseño específico de las operaciones a realizar: valoración de la competencia frente al repoblado, tratamiento de la vegetación preexistente y previsión de la capacidad de respuesta, etc.

Las bases para el tratamiento de esta clase de descripciones, el análisis y la cartografía, tienen un amplio recorrido histórico, que en nuestro país cuenta con trabajos modélicos desde hace muchos decenios, como los de Cuatrecasas (1929), Huguet del Villar (1929), Ceballos y Martín Bolaños (1931), Ceballos y Vicioso (1933), Ceballos *et al.* (1966) y Rivas Goday *et al.* (1961), entre otros muchos. Ya en tiempos más cercanos son de destacar diferentes revisiones y exposiciones metodológicas como las de Küchler y Zonneveld (1988), Ozenda (1986) o Kent y Coker (2012), así como el sistema propuesto y aplicado por Ruiz de la Torre (1990a) o trabajos de referencia como el de Villar y Benito (2001) y el de López Leiva *et al.* (2009). Sin embargo, es en el periodo contemporáneo cuando se han mejorado ostensiblemente las posibilidades de análisis debido a la generalización del empleo de los sistemas de información geográfica (en adelante SIG), y a la disponibilidad de diferentes tipos de datos primarios (ortofotos, imágenes de satélite y datos LiDAR) y de bases de datos online abiertas de vegetación y de flora. Unas fuentes de datos que van a seguir aportando muchas mejoras en la obtención de resultados.

Cuando el análisis de la cubierta vegetal se realiza en el contexto de un proyecto de repoblaciones, hay que tener en cuenta las particularidades de cada caso, ya que los condicionantes y requerimientos pueden variar mucho. Por este motivo, antes de iniciar esta parte del trabajo es necesario un tiempo de reflexión y análisis para identificar los contenidos necesarios y decidir la forma de tratarlos. Emulando un contexto médico, para cada paciente, según sus circunstancias, se requerirá una determinada analítica para hacer un buen diagnóstico y poder prescribir un correcto tratamiento.

Una vez identificados los datos necesarios, el paso siguiente es adoptar un marco metodológico adecuado para este contenido, lo que mejorará la compresión del documento y la fiabilidad del análisis. A este respecto hay que recordar que se pueden diferenciar dos grandes familias de metodologías para la descripción de la vegetación:

- Las que otorgan un papel preponderante a la composición florística de especies características, como la escuela fitosociológica de Braun-Blanquet o sigmatista, muy extendida en trabajos en nuestro país.
- Las que inciden en la composición valorada a través de las especies dominantes (las que presentan mayor biomasa y caracterizan el paisaje) precisando sus estructuras, o en su defecto simplemente a través de las formaciones vegetales y su estructura.

Ambos enfoques tienen contenidos interesantes y complementarios, que pueden ser igualmente enriquecidos con otros factores que sean necesarios. Sin embargo, en el caso que nos ocupa, conviene priorizar un tipo de metodología que facilite la interpretación de las funciones y procesos en los que incide la cubierta vegetal, y que sea de fácil entendimiento para un conjunto amplio de usuarios. Con esas premisas resultan más apropiadas las metodologías del segundo grupo, y sobre ellas se basa el presente capítulo.

Debido a que este grupo metodológico fisionómico-estructural es abierto respecto de muchos factores, el texto que sigue muestra una relación de contenidos básicos a tener en cuenta, que el lector debe entender que no es exhaustiva, ni de obligado cumplimiento en su totalidad. Se trata de una revisión y adaptación de la metodología de Ruiz de la Torre (1990a). El relato está estructurado en cinco partes. Comienza con una revisión de los aspectos necesarios para definir e interpretar el ámbito al que se circunscribe la descripción de la vegetación (epígrafe 2). Le sigue una exposición de las principales variables y elementos a tratar (epígrafe 3), con comentarios prácticos sobre la razón para considerarlas y metodológicos de aplicación, además de incluir una propuesta de forma sencilla de realizar una representación de niveles evolutivos para valorar la posición dinámica. En el epígrafe 4 se muestran los aspectos más relevantes para abordar la descripción de la flora. En el epígrafe 5 se tratan un conjunto de aspectos operativos generales, como algunos aspectos básicos de la fotointerpretación y la creación de esquemas de sucesión vegetal. Por último, en el epígrafe 6 se presentan algunos aspectos de estilo y contenido para la redacción de esta parte de la memoria.

2. Sobre el marco conceptual general de la vegetación

El texto sobre la vegetación y el mapa deben hacerse observando los siguientes aspectos conceptuales.

2.1. La referencia temporal

La descripción debe tratar al menos sobre la "vegetación actual", esto es, referirse a las comunidades vegetales que se encuentran en el momento de ejecución del proyecto, que viene a ser lo mismo que la "vegetación real" (VVAA 2005). Esta clase de vegetación es la más relevante porque es la que modula muchos de los procesos ecológicos sobre los que se va a actuar y es la que se refleja en el mapa de vegetación del proyecto. Como base documental para su análisis, en el Centro Nacional de Descargas del Instituto Geográfico Nacional, se dispone de ortofotos de relativa actualidad, que son el referente para la mayoría de los casos. El lector encontrará más adelante una relación básica de variables y una propuesta metodológica para su tratamiento.

Cuando además se tengan datos pretéritos, se podrá añadir en la memoria un apartado que contenga un análisis de la "vegetación pasada" o "histórica". Esta parte puede ser especialmente útil cuando la repoblación forestal proyectada necesite justificar o busque recrear un modelo de cubierta vegetal pasado. Sin embargo pueden existir limitaciones impuestas por un lado por la disponibilidad de datos, ya que es necesario que la información esté disponible o necesite muy poca reelaboración y por otra, por la escala espacial, temporal y de detalle de los datos. El contenido del análisis puede ser sobre un pasado inmediato (p. ej. durante el siglo XX y/o desde los siglos XVIII o XIX) o

hasta sobre un intervalo temporal mucho más amplio. Por ejemplo se puede ampliar a un pasado lejano, como desde el tiempo en que se constituyen las condiciones climáticas actuales, mediante la interpretación cualitativa de datos polínicos, de macrorrestos, etc. en términos de comunidad vegetal y teniendo en cuenta la escala espacial de los mismos. Una fuente de datos en este último sentido se puede consultar en Carrión (2012) y otros muchos otros estudios posteriores.

El texto puede ir también acompañado de un apartado con una consideración diacrónica a futuro de la evolución de la cubierta vegetal, que puede contener una hipótesis de "vegetación potencial" (climax), derivada de una interpretación de la sucesión del complejo evolutivo. Este punto puede apoyar en su caso la identificación de un modelo (o modelos) de comunidad vegetal de referencia, si bien no hay que olvidar que la consideración explícita de una vegetación potencial específica debe estar planteada con un sentido crítico y que recoja la gama de posibilidades de acuerdo con las limitaciones ecológicas y de la historia de sus cubiertas vegetales. Más adelante el lector podrá encontrar un desarrollo crítico y metodológico que le oriente en el tratamiento del tema.

2.2. La resolución espacial

Ya se ha mencionado la necesidad de un mapa de vegetación actual. Este documento cartográfico es el punto de partida del proceso de análisis de la vegetación, ya que determina muchos de los contenidos de la descripción de la misma, por lo que debe llevarse a cabo con especial atención. Uno de los aspectos clave del mapa es que tiene que realizarse considerando una determinada "resolución espacial" o grado de detalle sobre el terreno. Dicha resolución se establece fijando un tamaño mínimo de tesela y lo recomendable es que sea igual para cualquier clase de cubierta vegetal. El grado de detalle del mapa va a condicionar los resultados de él derivados que se incluyan en el texto y, para evitar equívocos, se debe indicar explícitamente en la memoria el tamaño mínimo de tesela – o de celdilla del raster si fuera el caso - considerado (figura 5.1).

No hay una regla para determinar el tamaño mínimo de tesela pero, como orientación, ha de tenerse en cuenta que: 1) va a estar limitado por los recursos disponibles para realizar esta parte del proyecto, ya que a más detalle más costes de trabajo de gabinete y de campo; 2) debe tener un esfuerzo coherente con el tamaño de los rodales en los que se van a proponer las actuaciones; 3) ha de permitir representar cartográficamente al menos todas las agrupaciones vegetales con cierta entidad superficial, para obtener su superficie y su gama de estados (estructura, etc.); 4) debe tener presente de la mejor manera posible las distribuciones espaciales de comunidades vegetales relevantes con extensiones reducidas. En este último aspecto hay que tener en cuenta que, para las comunidades vegetales relevantes o singulares, que se presenten con superficies muy reducidas (como pueden ser en ciertos casos comunidades rupícolas e hidrófilas, entre otras), siempre caben otros recursos complementarios - como una capa de puntos - que permitan disponer de esa información; esta opción es útil por ejemplo para poder realizar un señalamiento de lugares a preservar durante la ejecución de la obra. Por último, indicar que hay que tener presente que mucho detalle espacial no necesariamente permite una toma de decisiones más eficiente.

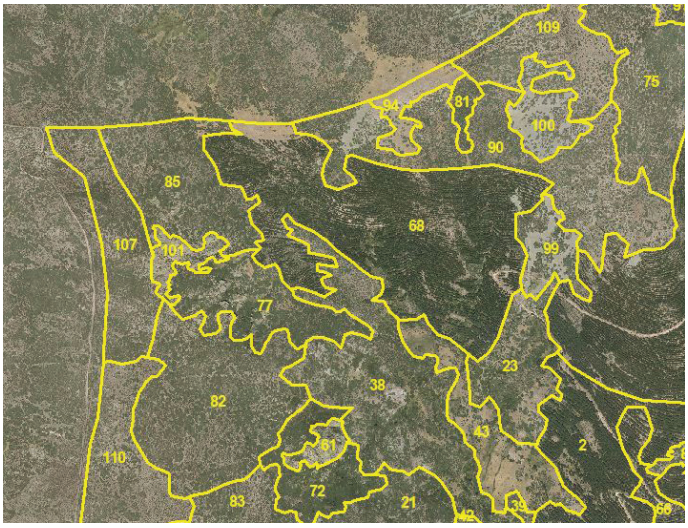


Figura 5.1. Detalle de la fotointerpretación de la cuenca del arroyo Arliñero (Cuenca del río Lozoya, Madrid) con una resolución espacial con tamaño mínimo de tesela de 1 ha (tesela 81 con 1,05 ha), que ofrece un gran detalle para la escala en la que se trabaja en los proyectos (foto: JI García Viñas).

2.3. La resolución temática

Nos referimos con "resolución temática" al grado de detalle de la información que se recoge sobre las comunidades vegetales. Este detalle se va a concretar con la elección de variables (o atributos) y de sus valores correspondientes. En este contexto se pueden diferenciar tres clases de variables:

- Las de "composición", relativas a las especies que entran a formar parte de las comunidades vegetales. Su conocimiento permite darles una identidad propia a través de un nombre y así facilitar una comunicación (ver figura 5.2). En caso de no conocerse las especies principales, se pueden emplear términos fisionómicos.
- Las relativas a la "estructura", o forma de ocupación del espacio por las plantas, como son la altura, la espesura (ver figura 5.2), la fracción de cabida cubierta total, etc. Tienen una influencia muy importante en determinados procesos ecológicos.
- Las correspondientes al "marco ecológico" o generales (biogeográficas, climáticas, edáficas, etc.). Permiten situar explícitamente las diferentes comunidades vegetales presentes en la zona de actuación, dentro de la gama de posibilidades ambientales que cada una de ellas tiene.

En el epígrafe 3, que trata el contenido específico de la descripción de la vegetación, se abordan con detalle estos aspectos, se hace una propuesta metodológica y se justifica su interés.

Figura 5.2. En la descripción de una agrupación vegetal se diferencian por un lado las especies que forman parte de la misma, especialmente las dominantes, y por otro la estructura o forma en la que estas ocupan el espacio (talla y espesura). En la foto tomada en el barranco Salado de Lanjarón (Sierra Nevada, Granada) se observa un encinar de *Quercus ilex* subsp. *ballota* de talla arbustiva (h ≈ 4 m), muy claro (fracción de cabida cubierta del estrato superior ≈ 10%), que también presenta un estrato inferior de talla media (h ≈ 0,5 m) y espesura baja (fracción de cabida cubierta del estrato ≈ 40%) en el que la primera especie dominante es *Ulex parviflorus*, y otro estrato, de talla baja, formado por pequeñas matas y herbáceas (foto: JI García Viñas).

2.4. Los nombres de las especies

Los nombres científicos de las especies y los de los grupos taxonómicos, están sometidos a constantes revisiones y son frecuentes los cambios, algo natural en una ciencia que no es exacta. Además, es frecuente que algunos autores o grupos de ellos empleen nombres con un enfoque personal o de otra índole. Esto afecta incluso a los taxones protegidos, que están recogidos en documentos oficiales que son revisados con grandes demoras. Este panorama crea una cierta incomodidad, pero no hay que olvidar que escribir los nombres científicos actualizados trasmite rigor, de manera que el esfuerzo merece la pena. Para navegar en esta realidad recomendamos emplear el nombre científico que se considere válido o prioritario para una institución de referencia, que en nuestro país es el Real Jardín Botánico del CSIC y, dentro de ésta, el que figure en su obra de referencia que en este caso es Flora ibérica (http://www.floraiberica.es/), o en su base de datos complementaria y más versátil Proyecto Anthos (http://www.anthos.es/). En los casos en que sea necesario, es recomendable incluir los sinónimos (también disponibles en Proyecto Anthos), por ejemplo para enlazar con el nombre en un documento oficial de especies protegidas, etc.

2.5. El análisis de la sucesión vegetal

Cuando el caso lo requiera puede incluirse un apartado que contemple la sucesión vegetal en el espacio del proyecto. La base conceptual de la teoría de la sucesión vegetal se puede consultar en diferentes manuales de autores como Huguet de Vilar (1929), Braun-Blanquet (1951), Margalef (1974), Ruiz de la Torre (1990a y 1990b), Terradas (2001), Kimmins (2003) y Sevilla (2008).

La proyección de esta teoría sobre la vegetación de una localidad se considera útil para ordenar las diferentes clases de comunidades vegetales y formular una hipótesis sobre el modelo de comunidad vegetal natural de mayor evolución para dicha estación (climax). Mediante la ordenación se podrá asignar un nivel evolutivo desde el punto de vista sucesional y valorar el estado de la cubierta vegetal desde dicho punto de vista. Pero, además, también puede contribuir, junto con el marco biogeográfico, al proceso de elección de especies naturales a repoblar y hasta de las densidades (más estimulantes de la dinámica) o el módulo de plantación, así como a la interpretación tanto de los efectos de la ejecución de la obra como de los tratamientos parciales que se deben seguir.

Se trata de un análisis teórico muy popular en el sector, si bien en los últimos años una corriente de ecólogos de la restauración prefieren la teoría del ensamblaje (Young *et al.* 2005; Fukami 2015). La utilidad de la aplicación de esta teoría la destacó y aplicó de forma muy temprana e innovadora Ceballos en Regresión y óptimo de la vegetación en los montes españoles (1938), en el Plan General para la Repoblación Forestal de España de 1939 y en La Fitosociología como auxiliar de la Técnica Forestal de 1948 (García Viñas *et al.* 2017). Le siguieron en líneas parecidas, entre otros Montero de Burgos (1987 y 1990) y Rivas Martínez (1987). También en este sentido práctico han desarrollado y matizado la interpretación y aplicación práctica Ruiz de la Torre (1956), Ruiz de la Torre (1990a, 1990b) y Ruiz de la Torre *et al.* (1996). Además son de interés en esta línea, por citar algunas de las contribuciones más recientes, los trabajos de Pemán *et al.* (2006) y el análisis crítico de Sevilla (2008 y 2017).

Ahora bien, desarrollar un modelo específico de sucesión vegetal para una localidad contemplando la gama de situaciones del medio físico y sus limitaciones, no es una tarea simple. En este sentido el redactor de la memoria debe tener en cuenta los siguientes aspectos:

- **Los datos.** La base experimental, esto es, la muestra de las comunidades vegetales observables es siempre limitada y por tanto incompleta. En segundo lugar, en determinadas regiones del mundo, como la Atlántica Europea y la Mediterránea, esas comunidades vegetales actuales son el producto de una alta transformación histórica, que ha llevado a una "artificialización avanzada" (Ruiz de la Torre 1990a), con actuaciones que han desarrollado procesos selectivos de las especies que han supuesto, entre otras cosas, una "simplificación de especies dominantes del estrato principal" de las cubiertas de arbóreas (Ruiz de la Torre 1990a). Así por ejemplo, Carrión y Fernández (2009) muestran con sus datos paleobotánicos que, al contrario de lo que suele interpretarse, los encinares eran raros a mediados del Holoceno hasta que, por medio de los incendios reiterados y progresivamente más intensos, fueron favorecidos en detrimento de los pinares y de los bosques mixtos de coníferas y frondosas, que desaparecieron en

muchos territorios. En tercer lugar con esos datos, que constituyen observaciones sincrónicas y no registros de sucesiones reales (diacrónicas), se construyen los modelos, resultando abstracciones por indicios (Terradas 2001).

También ocurre que en los datos de partida para la elaboración de los modelos de sucesión no se recoge el conjunto de condiciones edáficas críticas, o no se hace con el detalle suficiente, siendo estas muy importantes para comprender el crecimiento diferencial entre especies dominantes y codominantes (por ejemplo *Quercus* frente a *Pinus* o *Juniperus* o *Fagus* frente a *Quercus*). En ausencia de esta información, muchas veces determinante, la aplicación de métodos inductivos o deductivos para interpretar la sucesión, nos lleva a conclusiones limitadas, que pueden omitir pasos o comunidades vegetales de interés (como las mixtas de frondosas y coníferas), especialmente algunas finalistas. Por otro lado, aunque se pudieran desarrollar modelos complejos, que incluyesen variables de detalle determinantes, como las edáficas (profundidad útil, capacidad de retención de agua, etc.) o variables de respuesta diferencial de crecimientos, harían falta documentos de cartografía temática muy precisos para su proyección espacial, de los que por ahora no se dispone. Todo lo expuesto anteriormente pone de manifiesto la necesidad de flexibilizar el concepto de comunidad vegetal finalista.

- **La escala.** Los modelos sucesionales disponibles generalmente son a escalas pequeñas, por ejemplo 1:400000 o 1:200000, por lo que representan sistemas excesivamente simplificados para la escala de proyecto, ya que consideran un número muy reducido de comunidades, no pudiendo recoger matices fundamentales para mostrar las comunidades finalistas, infravalorando la diversidad de las mismas y mostrando un número de etapas o niveles incompleto. Sin embargo, cuando se trabaja con cierto detalle espacial, la sucesión vegetal es un sistema en el que pueden intervenir otras comunidades vegetales diferentes y hacerlo en una red más compleja de conexiones no uniformes y con limitaciones no consideradas en los modelos generales, y por tanto, donde la comunidad vegetal de mayor nivel evolutivo puede no coincidir total o parcialmente con la postulada para escalas de poco detalle, como se muestra en el ejemplo de la figura 5.3.
- **La Climax.** Es frecuente que los modelos específicos disponibles establezcan la climax para una zona concreta y se identifique con el nombre de una comunidad vegetal que sugiere una determinada composición de especies. Esta identificación y representación es la que ha proporcionado resultados más polémicos. Como ya indicó en su momento Braun-Blanquet (1951): "ningún otro problema se ha discutido tanto y tan intensamente entre los geobotánicos como es el que se refiere al concepto de climax y su posible utilización", a lo que se podría añadir que se quedó corto en la valoración. Para comprender las razones de las discrepancias en la identificación de la climax, nuevamente aparecen las limitaciones derivadas de la escala espacial de los datos, a las que ahora se incorporan las derivadas del factor tiempo. Las características del ecosistema varían según distintas balanzas espaciales y temporales, lo que sugiere que no pueda haber "un estado correcto" (Hoobs 2007). Esta variabilidad se apoya en distintas evidencias. Unas proceden de los datos polínicos y de macrorrestos vegetales. Si se analiza cómo pudo estar constituida la vegetación, por ejemplo a través de los diagramas polínicos del Holoceno, con condiciones climáticas ya

Figura 5.3. Pinar natural de *Pinus halepensis* en Villanueva de Huerva (Zaragoza) localizado en la cuenca del río Huerva, aproximadamente a 370 m de altitud, sobre materiales carbonatados, con un clima con temperatura media de 13,2° C, precipitación media anual de 431 mm y 3 meses áridos. Es una masa de talla arbórea, irregular, con presencia testimonial de encinas (con tallas menores que los pinos), de renovación autógena, que se puede observar en la foto, donde mueren los pies más viejos y en el hueco hay una buena regeneración. En los modelos de vegetación a escala pequeña, para esta zona se reconoce una climax correspondiente a un encinar de la asociación *Asparago acutifolii-Quercetum rotundifoliae* (= *Bupleuro rigidi-Quercetum rotundifoliae*), en el piso mesomediterráneo, subprovincia Bajo Aragonesa. En cambio, en detalle, se deben considerar otras agrupaciones vegetales naturales finalistas, como el referido pinar, así como formas mixtas de *Pinus halepensis* con *Quercus ilex* subsp. *ballota* (foto: JI García Viñas).

homologables a las actuales, y cuando los efectos de la acción del hombre debían ser menores, se infiere que generalmente ha habido importantes variaciones temporales en abundancia de las especies dominantes. Un ejemplo de esta variación se puede ver en la figura 5.4, pero que es extensible a casi la totalidad de las regiones peninsulares. Para comprender con detalle este aspecto es interesante consultar la extensa muestra de datos de Carrión (2012).

De manera que la consideración de un planteamiento flexible de la composición específica de la climax parece más ajustada a la realidad. En este sentido hay que evitar interpretaciones simples de los nombres que se pueden dar a estas comunidades vegetales finalistas, ya que en realidad éstas permiten una gama de composiciones dominantes más amplia. Un ejemplo de esto último se puede ver en la tabla 5.1, que muestra 11 inventarios de vegetación de la asociación vegetal *Buxo sempervirentis-Quercetum pubescentis*, que representa la climax de la serie

montana pirenaica del roble peloso o *Quercus pubescens* (Rivas-Martínez 1987). De los valores de abundancia de las diferentes especies arbóreas se deduce, por ejemplo, que el inventario 2 representa una avellaneda de *Corylus avellana* (grado de abundancia 3 y con ausencia de *Quercus pubescens*), y el 7 y 8 un tilar de *Tilia platyphyllos* con abundante *Acer opalus* y *Quercus ilex* (grados de abundancia 2 y con ausencia de *Quercus pubescens*).

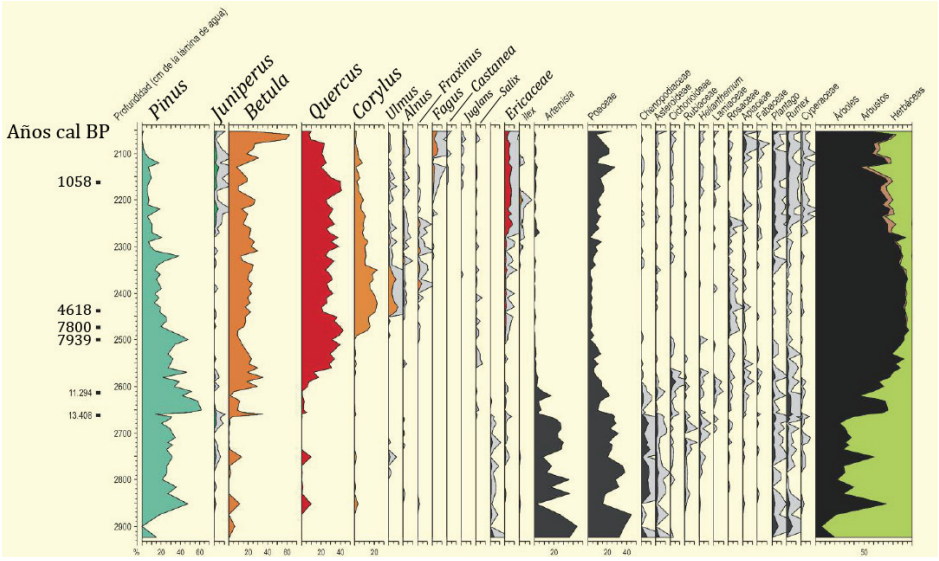


Figura 5.4. Análisis polínico en Lago de Ajo (Lago del Valle), en el Parque Natural de Somiedo (Asturias), Cordillera Cantábrica (fuente: Carrión (2012)).

Es por todas estas dificultades y limitaciones expuestas por lo que recomendamos, en caso de introducir en la memoria un modelo explícito de sucesión vegetal para el área del proyecto, realizarlo o adaptar uno disponible con una interpretación amplia y flexible, sin enfoques deterministas unívocos, ya que los modelos de sucesión vegetal no permiten consideraciones precisas ni inequívocas. Esto es especialmente importante en lo referente a la hipótesis de la comunidad vegetal de mayor madurez (la climax), que debe incluir variaciones en la composición de especies naturales dominantes sobre la gama de las que alcancen la mayor talla y/o longevidad de acuerdo con la variabilidad de situaciones del medio físico y biológico actual.

Por último en este punto, indicar que también hay que tener presente que en el área del proyecto se pueden encontrar medios de características notablemente diferentes, por ejemplo márgenes de cauces más o menos permanentes con patrones de disponibilidad de agua muy diferentes que en la ladera, pedreras, terrenos con suelos desarrollados a partir de diferentes rocas madres, como pueden ser las carbonatadas y no carbonatadas, etc. En estos casos se desarrollan procesos de sucesión vegetal diferentes, y entonces habrá que desarrollar modelos específicos o en su caso, indicar explícitamente los tratados.

Tabla 5.1. Inventarios del sintaxon: *Buxo sempervirentis-Quercetum pubescentis* Br.-Bl. ex Bannes-Puygiron 1933, mostrando las especies arbóreas y principales arbustivas y herbáceas en Bolòs (1967). Los números de inventario se corresponden con las siguientes localidades y altitudes. 1: Montserrat, Vallmal, cerca del Pla dels Escurçons (960 m); 2, 3 y 4: Montserrat, Canal de Santa Cecília (900, 1000, 1050 m); 5: Montserrat, umbría Roca de Sant Jaume, junto Font Jacob (1050 m); 6: Prades, Vall de la Pena, umbría sobre la Font del Deport (900 m); 7: Prades, Vall de la Pena (920 m); 8: Prades, Vall de la Pena, fondo valle sobre carr. (700 m); 9: Capafonts, sobre la Font de la Llúdriga, umbría (850 m); 10: Prades, umbría del Pla de la Guàrdia (1050 m); 11: Prades, umbría del Pla de la Guàrdia, al pie del cantil (1080 m). Las cifras que relacionan especies con inventarios son grados de abundancia de acuerdo con la metodología de Braun-Blanquet y el punto (.) indica ausencia.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Tilia platyphyllos	+	+	1	1	.	1	2	2	+	.	.
Acer opalus	+	+	+	+	.	2	2	2	.	.	.
Quercus cerrioides	.	.	.	.	.	1	+	.	.	2	1
Quercus pubescens	(+)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Quercus petraea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Sorbus aria	+	1	+	2	+	1	+	.	+	.	+
Taxus baccata	.	+	+	1	.	+	+	+	2	+	+
Corylus avellana	.	3	2	2	.	4	4	.	+	+	.
Ilex aquifolium	+	1	1	1	.	1	2	1	+	1	2
Quercus ilex subsp. *ilex*	+	+	.	+	1	1	1	2	2	+	.
Quercus pyrenaica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Pinus sylvestris	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	+
Buxus sempervirens	5	4	5	5	5	.	.	.	3	.	.
Amelanchier ovalis	1	+	+	.	1	+	+	(+)	+	(+)	1
Lonicera xylosteum	+	1	+	1	+	1	2	.	+	+	+
Emerus major	1	+	+	1	2	+	+	+	+	(+)	.
Hedera helix	4	5	4	3	3	4	4	2	5	+	.
Daphne laureola	+	1	+	+	+	+	+	+	+	(+)	.
Helleborus foetidus	+	.	.	.	+	+	+	+	+	1	+
Hepatica nobilis	1	1	+	2	1	1	2	+	.	1	.
Polygonatum odoratum	.	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.

3. El contenido específico de la descripción de la vegetación

Una vez definido el marco conceptual general conforme a lo indicado en el apartado anterior, se puede proceder a la elección de las variables para obtener la información necesaria para el análisis y descripción de la vegetación en la zona del proyecto. Para este paso se realizarán las consultas de las fuentes bibliográficas necesarias, así como la disponibilidad de datos de base (ortofotografías, imágenes LiDAR, imágenes de satélite, etc.) y de las técnicas adecuadas (fotointerpretación, etc.) y del trabajo de campo, conforme al diagrama que se indica en la figura 5.5.

Las principales variables o atributos a considerar se describen en el presente epígrafe. Se trata en su mayoría de variables para incluir en la tabla de atributos de un sistema de información geográfica (ver tabla 5.3) y a las que se asignan los valores que proceda sobre las teselas de vegetación. La delimitación de dichas teselas, homogéneas en composición y estructura de la vegetación, va a ser el objetivo de la primera fase del proceso de análisis. La información sobre composición y estructura de la vegetación es básica para la posterior toma de decisiones, pero se debe completar posteriormente con otras variables que definan el marco ecológico de las teselas, como algunos aspectos relativos a clima, litología, suelo y bioclimatología. Añadir al análisis estas últimas variables, aunque que no son objeto directo de esta parte de la memoria, permite resultados de interpretación más precisos respecto de las agrupaciones vegetales cuando el medio físico es heterogéneo. Mediante este trabajo se obtendrán los datos para alimentar el texto de la descripción y la edición del mapa.

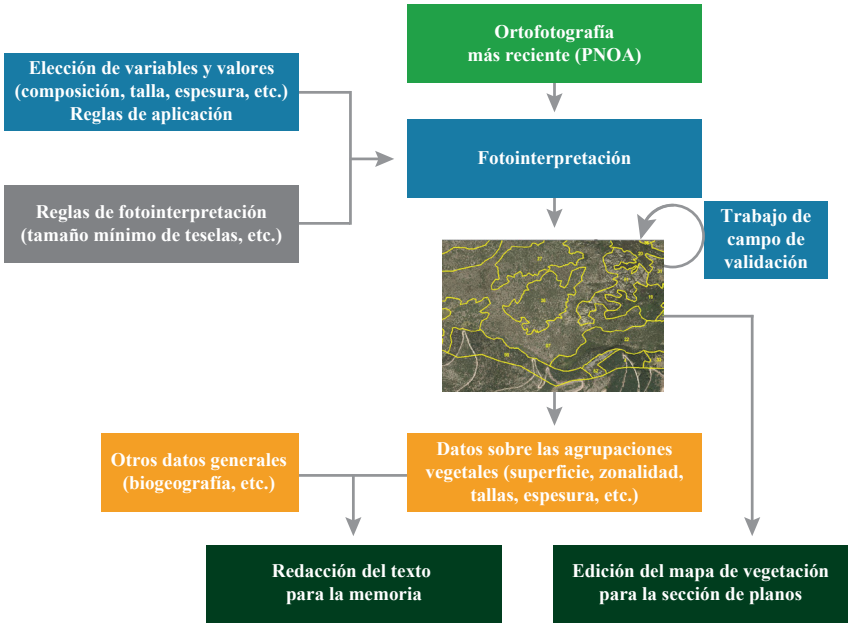


Figura 5.5. Diagrama de flujo de las principales decisiones y operaciones a realizar para la elaboración de la descripción de la vegetación (figura: JI García Viñas).

En los apartados siguientes se muestran y comentan las principales variables o atributos de la vegetación a considerar para el proyecto.

3.1. La composición

La composición específica de cada tesela se sintetiza mediante el nombre de la comunidad. Para que dicho nombre no dé lugar a equívocos se debe elaborar con un método. En los países donde la flora es bien conocida, una forma práctica de proceder es emplear el nombre de la primera especie dominante (la de mayor biomasa y que define la fisionomía del conjunto) para nombrar el colectivo. Este nombre es lo que se llama un sinfitónimo (Ruiz de la Torre 1988), por ejemplo aulagar, romeral, atochar, jaral, etc. Como el nombre del colectivo puede ser impreciso, entonces, la regla de aplicación para evitar equívocos es seguirlo del nombre científico. Un ejemplo de este caso es el del escobonal de *Genista florida*, quedando diferenciado de los de *Genista cinerascens*, *Cytisus striatus* o *Cytisus scoparius*, evitando la ambigüedad. A este sinfitónimo seguido del nombre científico lo llamamos "agrupación vegetal" (figura 5.6), un término diferente de cómo se debe entender hoy el de formación vegetal - comunidad vegetal homogénea fisionómica y biológicamente, sin tener en cuenta la composición florística (VVAA 2005) - y el de asociación vegetal, que es la colectividad vegetal que posee unas peculiares cualidades en la composición florística (especies características y diferenciales), de acuerdo con la metodología de Braun-Blanquet. Además, para disponer de un sistema uniforme y reproducible por diferentes observadores, es recomendable indicar un criterio para considerar una especie como la primera dominante. Por ejemplo, un procedimiento operativo, trasponiendo criterios del Inventario Forestal Nacional para arbolado, sería nombrar la agrupación vegetal con el nombre de la que en el estrato superior ocupe una mayor fracción de cabida cubierta a partir de un mínimo del 10%; o, si se prefiere emplear un criterio en la línea de CORINE LAND COVER, a partir del 30%. Para aplicar este criterio es admisible hacerlo en campo de forma visual o adaptando otra documentación auxiliar o datos complementarios (datos LiDAR con buena densidad de puntos), pero en caso de ser necesaria una valoración precisa habrá que proceder realizando parcelas en campo.

Figura 5.6. La imagen muestra un matorral a 400 m, en una zona caliza de la Cordillera Cantábrica (término de Peñamellera, Asturias). La agrupación vegetal es un brezal de *Erica vagans* (la mata en flor), al ser ésta la primera especie dominante en el estrato vertical superior y con una abundancia mayor del 10% de fracción de cabida cubierta (foto: JI García Viñas).

Además de la regla para nombrar las agrupaciones vegetales antes indicada, hay que tener presente otros aspectos complementarios (figura 5.7):

- El nombre se debe aplicar a una unidad homogénea en composición y estructura, que se determina mediante la observación directa y con la fotointerpretación para la realización del mapa. Cuando se trabaja a escala pequeña, con poco detalle espacial (teselas grandes), existen determinados casos en los que la homogeneidad no puede diferenciarse y se recurre a considerar el mosaico o el gradiente de agrupaciones vegetales en alguna de sus muchas variantes. Pero en el caso que nos ocupa, en el que se suele trabajar a escala grande, con un buen detalle espacial, este problema es mucho menos frecuente o de menor envergadura y se puede prescindir del mosaico. En caso de considerarse la utilidad de reconocer en una tesela más de una agrupación vegetal debe indicarse un criterio de aplicabilidad y recogerse en la tabla de atributos una variable de tipo uniformidad, por ejemplo, con tres valores: uniforme, mosaico y gradiente. Este caso debe reservarse a intercalaciones de cubiertas vegetales de superficie reducida y con diferente tipo de zonalidad (como un roquedo, una pedrera, una laguna o charca permanente o temporal, un borde de laguna o cauce, etc.). Otra opción, si se quiere recoger la presencia de esas otras inclusiones, es crear una capa de puntos que recoja la localización de las agrupaciones vegetales relevantes de extensiones muy reducidas, que permitirá un señalamiento para su conservación en la ejecución de los trabajos. Conviene recordar que no se debe confundir el mosaico con una cubierta vegetal uniforme con el estrato superior claro, que permite la presencia-abundancia de especies heliófilas que son también propias de otras cubiertas vegetales de menor talla, ni con una pequeña variación espacial de las especies dominantes.
- Si es necesario, se puede precisar más el nombre de la agrupación vegetal aumentando la resolución temática, esto es, añadiendo el nombre científico de una segunda especie dominante (y hasta una tercera) en dicho estrato superior (cuando la hubiera), y siempre a partir de un umbral de abundancia. Así por ejemplo se podría mencionar una xesteira de *Cytisus striatus* y *Cytisus scoparius* o un enebral rastrero de *Juniperus communis alpina* con *Cytisus oromediterraneus* (si por ejemplo *C. oromediterraneus* alcanzase al menos un 10% de abundancia en la tesela). En el caso de composiciones con muchas especies dominantes, esas que llamamos pluriespecíficas, en las que es difícil tomar una determinación, hay que recordar que siempre hay una especie algo más abundante, aunque la mera observación visual no permita su identificación. La determinación del orden de abundancia relativa se puede aproximar mediante un itinerario dentro de la tesela anotando las especies cada cierta distancia y dotando al nombre de la agrupación vegetal del calificativo pluriespecífico o mixto. Estas agrupaciones pluriespecíficas no deben considerarse como entes de otra naturaleza y muy diferentes de las correspondientes oligoespecíficas o monoespecíficas, sino como extensiones con mayor o menor biodiversidad en el estrato superior de un mismo ente.

- Es conveniente analizar la relación entre las agrupaciones vegetales y los hábitats de la Directiva 92/43. Esta relación se puede realizar mediante el análisis de los manuales de interpretación que correspondan y, si se da el caso, con la cartografía de hábitats del Banco de Datos de la Naturaleza.

En el primer plano se muestra un matorral bajo (formación vegetal) en una ladera de los Montes de Ordunte (Burgos). Si se considera una resolución temática de hasta las dos primeras especies dominantes a partir de un mínimo del 10% de fracción de cabida cubierta, la agrupación vegetal es un brezal mixto de *Erica cinerea* y *Ulex gallii.*

Una formación de coníferas aciculifolias en el Parque Nacional de Cabañeros. Para nombrar la agrupación vegetal, considerando una resolución temática de hasta las dos primeras especies dominantes a partir de un mínimo del 10% de fracción de cabida cubierta. Con esta regla y en este caso, con solo una especie en el estrato superior que sobrepase el mínimo de abundancia, se trata de un pinar de *Pinus pinaster*, o bien un pinar monoespecífico de *Pinus pinaster.*

Figura 5.7. Ejemplos de asignación del nombre de la agrupación vegetal según reglas expuestas en el texto (fotos: JI García Viñas).

- Hay que tener presente que cualquier nombre de agrupación vegetal representa de forma simplificada una realidad compleja, con otras muchas especies. Para recoger en la memoria esa variabilidad es necesario realizar un trabajo de campo que enriquezca esa composición de especies y su variabilidad.

Conocer las especies principales de una comunidad vegetal permite hacer múltiples valoraciones, como contribuir a evaluar la capacidad de competencia o facilitación frente al repoblado, estimar la respuesta a la roza (capacidad de rebrote o de recolonización por semilla), estimar el valor para la fauna, ayudar a estimar su nivel evolutivo, considerar su singularidad en el conjunto de la vegetación local o regional, etc.

Para operar con la variable de composición en el SIG, cuando se conozcan las especies, se recomienda incluir tantos campos (columnas) en la tabla de atributos como especies principales se consideren para nombrar la agrupación vegetal. De esta manera se podrán matizar mejor los resultados a obtener. Por ejemplo, en caso de una resolución temática de hasta dos especies dominantes, se incluirán dos columnas en la tabla de atributos, una para la primera dominante y otra para la segunda (que quedará vacía en caso de no presentarse ésta, como en las teselas con agrupación vegetal monoespecífica). Si se considera relevante la relación entre agrupación vegetal y Hábitat de la Directiva 92/43 habrá que añadir en la tabla de atributos la columna correspondiente. También se puede considerar incluir un espacio de texto para recoger observaciones de interés.

Por último indicar que en algunos casos en vez de nombrar las agrupaciones vegetales se puede recurrir a nombre de formaciones vegetales. En los países en los que no se conozca suficientemente la flora dominante o bien en caso o circunstancias de no poder identificar

con precisión las especies dominantes del lugar (por ejemplo porque no se identifique de forma inequívoca la primera dominante por encontrarse en estado de reposo invernal o por cualquier otra razón), se puede recurrir a emplear términos de formación vegetal, esto es, nombres por la fisionomía y biología del conjunto (VVAA 2005), como por ejemplo matorral retamoideo, brezal mixto, tomillar mixto, pastizal estacional, espinar mixto (ver figura 5.9), etc. El tratamiento operativo es análogo al de las especies dominantes, sustituyendo las columnas para las especies por una columna para la formación vegetal.

3.2. La estructura

Como ya se ha indicado anteriormente, se refiere a la forma con la que las plantas ocupan el espacio (Ruiz de la Torre y Ruiz del Castillo 1977). En este caso se analiza la estructura de la parte aérea, que es un atributo de la tesela, de manera que puede variar según una gama para cada agrupación vegetal. Se diferencia una estructura vertical y una estructura horizontal. Para describirlas se consideran las variables que se indican a continuación.

La estructura vertical se refiere a la forma de ocupar el espacio perpendicular a la superficie del terreno. Aunque se puede medir mediante algún tipo de altura, se suele considerar mediante la variable "talla", que son intervalos de alturas. En este sentido es muy práctica la clasificación de Ruiz de la Torre y Ruiz del Castillo (1977) y Ruiz de la Torre (1990) que diferencia 6 intervalos o estratos (figura 5.8) pero, en cualquier caso y según las circunstancias, se pueden establecer otros intervalos.

Figura 5.8. Esquema de los estratos verticales según tallas, propuesto por Ruiz de la Torre y Ruiz del Castillo (1977) y Ruiz de la Torre (1999). Se diferencia un primer grupo, entre el nivel del suelo y los 3 m, constituido por estratos ni arbóreos ni arbustivos, ya sean de plantas leñosas o herbáceas, como sigue: entre 0 y 0,05 m estrato de talla rastrera; de 0,05 a 0,5 m estrato de talla baja; entre 0,5 y 1,5 m estrato de talla media; de 1,5 a 3,0 m talla alta. Un segundo grupo lo forma el estrato entre 3,0 y 7,0 m de talla arbustiva; y finalmente, cuando es mayor de 7,0 m se diferencia el estrato de talla arbórea. El estrato dominante se identifica como el estrato de mayor talla que presenta al menos un mínimo de fracción de cabida cubierta, por ejemplo del 10% (figura: JI García Viñas).

La regla de aplicación es que la talla de una tesela es la del estrato superior que esté mínimamente ocupado por plantas. Un detalle fundamental entonces es que, para asignar un valor de talla, hay que establecer un criterio de aplicación relativo al umbral mínimo de cantidad de plantas (por ejemplo una fracción de cabida cubierta del 10%) que deben pasar de una talla, por ejemplo en términos de fracción de cabida cubierta, como se indica en el ejemplo de la figura 5.9.

El procedimiento operativo para esta variable es crear, en la tabla de atributos asociada a la capa de vegetación en el sistema de información geográfica, un campo llamado "talla" donde se reflejen para cada una de las teselas uno de los valores indicados. Para asignar dicho valor, debido a que generalmente no se puede valorar bien solo observando la ortofoto, se recomienda el trabajo de campo, al menos para calibrar una relación imagen-talla. El empleo de datos LiDAR puede dar buenos resultados en muchos casos, pero no en cambio para determinadas agrupaciones vegetales cuando presentan una espesura muy alta (determinados tojares de *Ulex europaeus*, brezales, etc.).

Figura 5.9. Espinar mixto caducifolio de talla alta, en Prádena del Rincón (Madrid). Se nombra en este caso la agrupación vegetal mediante un término relativo a la fisionomía y biología del conjunto (relativo a la formación vegetal) debido a la dificultad de identificar en muchos casos la especie del género *Rosa* cuando ésta es la primera dominante. La talla de matas se asigna debido a que se aprecia más de un 10% de fracción de cabida cubierta en dicho estrato y siendo este el superior (foto: JI García Viñas).

Otros rasgos de la cubierta vegetal son relativos a la estructura horizontal, que se refiere a la forma de ocupar la superficie del terreno. En este grupo se puede incluir la "espesura". Tomando como analogía la espesura del arbolado, que se define como el grado de solidaridad entre los pies arbóreos (Serrada 2011) o grado de agrupamiento de dichos pies (VVAA 2005), se puede considerar la espesura para cualquier otro tipo de cubierta

vegetal en relación al estrato superior, sea de talla arbustiva, de matas altas o menor (ver figura 5.10). Para el contexto que nos ocupa, principalmente de cubiertas no arbóreas, la regla de aplicación que procede es una valoración sencilla estimando la fracción de cabida cubierta del estrato superior según intervalos, como por ejemplo los de la tabla 5.2.

Jaral de *Cistus ladanifer* de talla media y espesura baja, a 1100 m, sobre pizarras, en el término municipal de Puebla de la Sierra (Madrid). Obsérvese que el porcentaje de la cubierta total es medio-alto, pero que la espesura del estrato superior es baja.

Jaral de *Cistus ladanifer* de talla media y espesura media, a 1200 m, sobre pizarras, en el término municipal de Puebla de la Sierra (Madrid). El porcentaje de la cubierta total, aunque no se pueda percibir, es medio-alto, pero la espesura del estrato superior en este caso es media. La imagen en escorzo puede sugerir una espesura mayor, pero la imagen axial de la ortofotografía y los datos de la parcela que se está replanteando así lo confirman.

Figura 5.10. Ejemplos de variabilidad de la espesura en cubiertas vegetales no arbóreas (fotos: JI García Viñas).

Tabla 5.2. Categorías de espesura del estrato superior de una cubierta vegetal según el porcentaje de fracción de cabida cubierta de las plantas en dicho estrato.

Categoría de espesura	Fracción de cabida cubierta del estrato superior (%)
Alta	> 75
Media	50 – 75
Baja	25 -50
Muy baja	< 25

Para operar con esta variable se recomienda crear un campo en la tabla de atributos del SIG asignando a la tesela los valores que mejor representen su estado. El valor de espesura del estrato superior se puede llegar a asignar por estimación visual sobre la tesela de la ortofoto, pero siempre que se haga una calibración con trabajo de campo. Otra opción es emplear datos LiDAR, siempre que la naturaleza de la cubierta vegetal permita obtener datos fiables.

Debido a que la altura y la espesura del matorral son factores determinantes de la competencia (Serrada 2011), la combinación de variables como la talla y la espesura en cubiertas no arbóreas ayudará a valorar la competencia esperable de la cubierta vegetal sobre las plantas a introducir en la repoblación y, consecuentemente, a valorar y dimensionar los posibles tratamientos de la vegetación preexistente a aplicar.

Hay otras muchas variables de la estructura que pueden ser de interés según los casos, como el porcentaje de cubierta total o fracción de cabida cubierta total o el porcentaje de cubierta pegada al suelo, ambas muy importantes para valorar el grado de protección de la cubierta vegetal frente a la erosión hídrica.

3.3. El clima

El análisis del clima se trata en una parte específica de la memoria y frecuentemente es uniforme para todo el espacio a repoblar, por lo que no suele ser necesario establecer una relación clima-tesela de vegetación. Sin embargo, en aquellos casos en los que el área objeto del proyecto ocupe un espacio que incluya más de una condición climática general - por ejemplo cuando se encuentre en un intervalo altitudinal amplio y/o crítico - se puede asignar a las teselas del mapa el tipo climático que corresponda, lo que permite establecer posteriormente una relación entre clima y agrupación vegetal muy útil para la toma de decisiones.

El uso de esta variable se debe reservar, por tanto, para los casos en los que pueda preverse que en el área del proyecto el clima genera una variabilidad fitoclimática relevante. En esos casos se recomienda tenerla en cuenta y añadir en la tabla de atributos del SIG la el clima como atributo de las teselas de vegetación, asignando a cada tesela la condición climática que se considere dominante.

3.4. El suelo

Al igual que en el caso del clima, ya se dedican apartados específicos de la memoria a su descripción. No obstante, de cara a poder desarrollar un análisis preciso de la vegetación, se deben incluir aquellos aspectos específicos que se consideran clave para el desarrollo de la cubierta vegetal.

En este contexto la valoración de las condiciones edáficas puede hacerse a partir de una clasificación simplificada, cuyas bases fueron establecidas a finales del siglo XIX (Sibirsev 1896, Dokuchaev 1900, Baldwin *et al.* 1938), que ha sido adoptada de forma adaptada por la tradición geobotánica. Esta clasificación establece tres categorías principales de suelos, de acuerdo con los factores formadores estacionales que dominantemente han dirigido la edafogénesis, y que son las siguientes (entre paréntesis se indican algunos de los grupos de referencia de la WRB (2014) que pueden ser incluidos en cada una de ellas):

- **Suelos zonales.** Son suelos en los que las condiciones climáticas han sido las que han dirigido en el tiempo la evolución de la morfología y las propiedades de los mismos. Son, por lo general, suelos que presentan un grado de desarrollo adecuado para la instalación, crecimiento y perpetuación de cubiertas vegetales estables (Cambisoles, Umbrisoles, Kastanozems, Phaeozems, Alisoles, Luvisoles, Lixisoles, Acrisoles, Podsoles y Andosoles).

- **Suelos intrazonales.** Categoría integrada por suelos cuya evolución está ligada a factores locales no climáticos, lo cual dota a los mismos de unas propiedades físicas y químicas singulares, altamente condicionantes de la respuesta vegetal (que determinan en mayor o menor medida la composición y estructura de las agrupaciones vegetales que en ellos puede vegetar). En consecuencia se incluyen aquí los suelos sometidos a encharcamiento más o menos prolongado (Histosoles, Gleysoles, Planosoles y Stagnosoles), y suelos con notable presencia yeso (Gypsisoles) o sales (Solonchaks y Solonetzs), así como los que muestran abundancia de carbonatos activos (Calcisoles), si bien estos últimos generalmente no suelen estar incluidos en este grupo general intrazonal en la tradición geobotánica.
- **Suelos azonales.** Se corresponden con suelos que muestran un escaso grado de desarrollo, básicamente derivado de un tiempo reducido de edafización efectiva. A este grupo pertenecen roquedos con algún grado de fisuración o las pedreras (figura 5.11), (Leptosoles), los arenales costeros o interiores (Arenosoles) y suelos sometidos a sedimentación recurrente y que presentan un freático muy elevado (Fluvisoles). También aquí se incluyen los suelos fuertemente transformados por actividad humana como los sometidos a cultivo agrícola prolongado e intenso (Antrosoles) o los derivados de materiales de desecho de actividades de construcción, mineras o industriales (Technosoles).

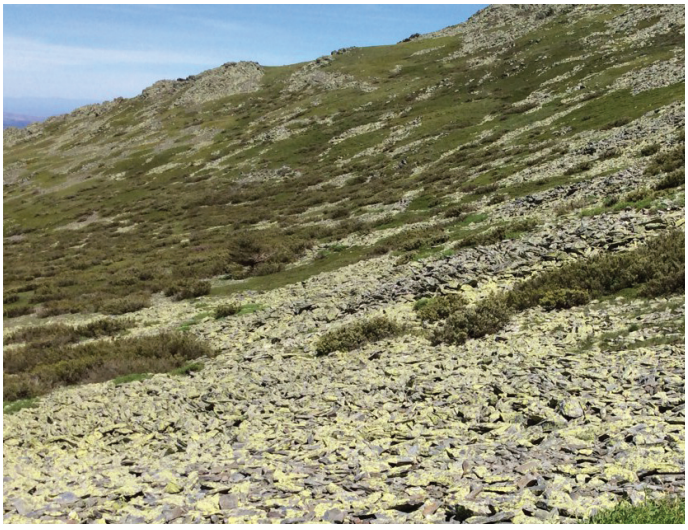


Figura 5.11. En el primer plano y a la izquierda, brezal mixto de *Erica arborea* y *Arctostaphylos uva-ursi* de talla baja y espesura baja en una pedrera (azonal), sobre cuarcitas, hacia los 1400 m, en término municipal de Valverde de los Arroyos (Guadalajara) (foto: JI García Viñas).

Identificar estos tipos de medios es importante para la diferenciación de rodales y debe de aplicarse en concordancia con el tratamiento considerado para los sistemas edáficos, de manera que el cruce de ambas informaciones debe ser coherente. Todo esto es de especial

interés ya que dado el caso, se podrán identificar áreas de exclusión para la repoblación, no solo porque su vocación puede ser la de conservación (presencia de especies rupícolas, saxícolas, psammófilas, hidrófilas, etc. singulares y su fauna asociada), sino por la inviabilidad de mecanizar los trabajos (pedreras y roquedos) o, en otros casos, para aplicar tratamientos diferenciados (como es el caso de los arenales).

Esta variable se puede tratar en general en el texto de la memoria cuando no se observe variabilidad en el interior de la superficie a repoblar o bien operar con ella en la tabla de atributos del SIG (tabla 5.3). Esto requerirá definir previamente el número de valores y sus atributos, incluyendo subtipos tanto dentro de los azonales como de los intrazonales cuando el dato espacial sea de interés para la división de rodales como para la elección de la forma de preparación del suelo.

3.5. La biogeografía

Es recomendable incluir en el texto el marco biogeográfico en el que se circunscribe el territorio en el que se va a repoblar. Su asignación se puede realizar considerando la clasificación de Rivas-Martínez *et al.* (2002), que es en la actualidad la de uso más habitual en nuestro país. La unidad asignada representa, entre otras cosas, un conjunto de taxones que tienen un pasado común de convivencia prolongada y se considera por tanto que están adaptados a interaccionar y son capaces de ensamblarse. El contexto biogeográfico es útil, por ejemplo, para apoyar el carácter natural y la capacidad de integración de las especies a introducir en la repoblación. La mencionada clasificación es un sistema jerarquizado que diferencia desde la región (Eurosiberiana, Mediterránea y Macaronésica), pasando por la Subregión, Provincia, Subprovincia, Sector y Subsector y terminando en el distrito, como el espacio más preciso. Para su consideración en detalle respecto del lugar de la repoblación se recomienda no adoptar una precisión elevada, siendo la subprovincia biogeográfica el nivel más adecuado. Esto es debido a que, si se busca justificar el carácter natural de un taxon, las limitadas observaciones actuales subestiman este valor para muchas especies generalistas a causa de la secular e intensa degradación de la cubierta vegetal en España, que ha simplificado el conjunto de especies en muchas de las comunidades vegetales en pequeños territorios. En este contexto hay que recordar que, cuando en la subprovincia hay datos de presencia natural, históricos o paleobotánicos en el Holoceno, la especie se debe considerar natural en todo el espacio climático y litológico compatible dentro de dicho territorio. Este caso afecta especialmente a las especies de las familias de las Pináceas y de las Cupresáceas que no tienen capacidad de rebrote tras el incendio ni tras la corta, por lo que su distribución actual en la Península Ibérica difiere mucho de su hábitat potencial debido al historial de aprovechamientos y de incendios recurrentes en determinadas zonas.

La forma recomendada para operar con esta variable es la de realizar un análisis para toda el área objeto del proyecto y reservar su mención y desarrollo oportuno para la memoria.

3.6. El tratamiento de la sucesión vegetal

En este punto se incluye un conjunto de consideraciones a tener en cuenta en el caso de tratar la sucesión vegetal en la memoria y una propuesta metodológica para realizar un esquema de sucesión, si fuera el caso. El contenido se ha enfocado para restauraciones en

medios zonales dentro del dominio sílvico, con un nivel de degradación de bajo a medio, no estando dirigido hacia cubiertas vegetales especiales, ya sean las de medios azonales (por ejemplo sistemas dunares, pedreras, etc.), las de intrazonales (riberas, márgenes de lagunas, turberas, cubiertas vegetales halófilas, etc.) y tampoco a la de espacios naturales destruidos, como los procedentes de obras civiles de comunicaciones, explotaciones mineras, sellado de vertederos, etc. (en parte análogos a los medios azonales).

Previamente a su desarrollo se plantean dos alternativas: bien interpretar uno de los modelos de sucesión vegetal disponibles o bien elaborar un modelo o esquema propio. En el primer caso el técnico debe tener en cuenta las limitaciones de estos modelos, la mayoría expuestas en el punto de Análisis de la Sucesión Vegetal dentro del Marco Conceptual General. En el segundo caso, cuando se desarrolle un esquema propio, conviene tener presente para su aplicación los siguientes aspectos que pasamos a comentar:

- **El ámbito espacial.** El espacio al que se refiere tiene que ser suficientemente homogéneo respecto de las características litológicas, climáticas y biogeográficas. Si la extensión del lugar objeto de la repoblación incluye una sensible variación de alguno de estos factores habrá diferentes procesos de sucesión y posiblemente distintas agrupaciones vegetales de máxima madurez, en definitiva diferentes procesos de sucesión vegetal. Este sería el caso, por ejemplo, cuando se presenten materiales litológicos carbonatados y no carbonatados en un clima de precipitaciones medias anuales moderadas o escasas.
- **Las agrupaciones vegetales.** Constituyen los elementos del complejo evolutivo y tienen que ser las relativas al espacio ecológica y biogeográficamente homogéneo, que puede ser más amplio que el perímetro de la repoblación forestal. Se trata de un conjunto de agrupaciones vegetales de diferente estructura y composición florística, que no tienen todas los mismos requerimientos de hábitat o toleran las mismas limitaciones. Una de ellas (o varias) tiene un papel relevante: la climax, que representa el máximo evolutivo en un lugar de condiciones homogéneas y es la que se corresponde con la de las especies dominantes con plantas de mayor talla, más longevas, y que tiene vocación de ser permanente, siendo resistente a la colonización o desplazamiento por otras especies dominantes en el territorio (Law 1999). En general las agrupaciones vegetales que se consideran son las observadas en un momento dado y dentro del territorio del proyecto, lo que supone generalmente una subestimación. Para no subestimar el elenco se deben incluir otras que estén presentes en el territorio de las mismas condiciones ecológicas y biogeográficas y/o de las que haya una documentación histórica de su presencia.
- **Las rutas.** Representan la red de caminos evolutivos de unas agrupaciones vegetales a otras. Frecuentemente tienen una indicación del sentido (calificadas como progresivas o regresivas según el sentido al que dirijan). Algunas veces figuran asociadas a las rutas los factores o fuerzas dinámicas del cambio (incendio, sobrepastoreo, etc.) y también los de explotación o competencia moderada, que estabilizan o ralentizan fuertemente los cambios. Prácticamente siempre están ausentes las valoraciones de los tiempos entre etapas o niveles, por la imposibilidad de hacer una valoración fiable. Rara vez se contempla

específicamente la acción de la fauna, en especial la de herbívoros, que es factor modulador fundamental. Las rutas pueden estar ausentes en el esquema de sucesión cuando lo importante sea que las agrupaciones vegetales estén ordenadas según niveles evolutivos o etapas sucesionales.

Teniendo en cuenta los aspectos arriba indicados, el primer paso para desarrollar el esquema específico de sucesión vegetal es elaborar una relación de agrupaciones vegetales a considerar lo más completa posible.

El siguiente paso es ordenarlas en un espacio bidimensional según dos criterios o factores (uno por eje). Lo más habitual es considerar por un lado la "estructura" y por otro la "naturaleza" de las especies que integran las agrupaciones. La estructura se suele representar a través de la talla típica (o potencial) y constituye un factor simple y relativamente robusto. A veces se puede considerar una combinación de talla y espesura. En el otro eje se puede representar la naturaleza que, por el contrario, se suele valorar a través del carácter exigente de las especies dominantes y codominantes y/o aspectos funcionales de las mismas. Constituye éste último un factor múltiple, complejo y con frecuencia de aplicación discutible. La consideración específica de esta naturaleza para cada agrupación vegetal se realiza por criterio experto, frecuentemente a través de una combinación de factores como la frugalidad o la exigencia en agua y/o nutrientes, la tolerancia a la sombra, el carácter colonizador, la longevidad, etc.

El procedimiento para ordenar puede empezar en el eje vertical en función de la talla típica. La base conceptual a aplicar es que, en un dominio sílvico y a igualdad de otros factores, las agrupaciones vegetales de talla arbórea constituyen el máximo nivel de desarrollo de la estructura vertical y, por tanto, se corresponden con un mayor nivel evolutivo. En este mismo sentido lo han empleado muchos autores, como por ejemplo Rivas Martínez (1987) y Ruiz de la Torre (1990a). En el extremo opuesto se encontrarían las de talla rastrera o baja, que se corresponden con el mínimo nivel evolutivo. Entre ambas quedarían las especies de talla arbustiva, de talla de matas altas, etc. ordenadas de forma concordante con los extremos. En la práctica una agrupación vegetal puede presentar una gama de tallas, por ejemplo, un pinar se puede encontrar en estado de latizal ya con talla arbórea y en estado de monte bravo, con talla de matas altas, pero en la representación se emplearán las tallas representativas para no complicar excesivamente el esquema.

El conjunto de agrupaciones vegetales ordenadas según la talla se pueden a su vez resituar a lo largo del eje horizontal en función de la naturaleza o exigencia de sus respectivas especies dominantes y codominantes, intentando expresar una valoración más ajustada a la realidad, como se muestra en el ejemplo de la figura 5.12. Esta distribución suele ser la más discutida por la complejidad de su interpretación. Por último, indicar que además la posición de las agrupaciones puede a su vez matizarse con pequeños desplazamientos o con variaciones de la forma de sus estaciones representativas en función de otros factores como la espesura del estrato superior, etc.

Una vez establecida la distribución de las agrupaciones, el espacio delimitado por los dos ejes de puede dividir por ejemplo en 10 niveles, con el 0 en la parte inferior

(para el desierto y semidesierto) y el 9 en la superior. La situación de las agrupaciones sobre dicha segmentación sugerirá un nivel o una gama de niveles evolutivos de la misma, identificando las que corresponden con niveles menores (de 0 a 2) como las propias de etapas de mayor degradación o menor evolución y, en el extremo opuesto, con valores de 7 a 9, las agrupaciones de mayor nivel evolutivo, que constituirán el conjunto de máxima evolución o climax según limitaciones de otros factores, como los derivados de suelo y/o relieve.

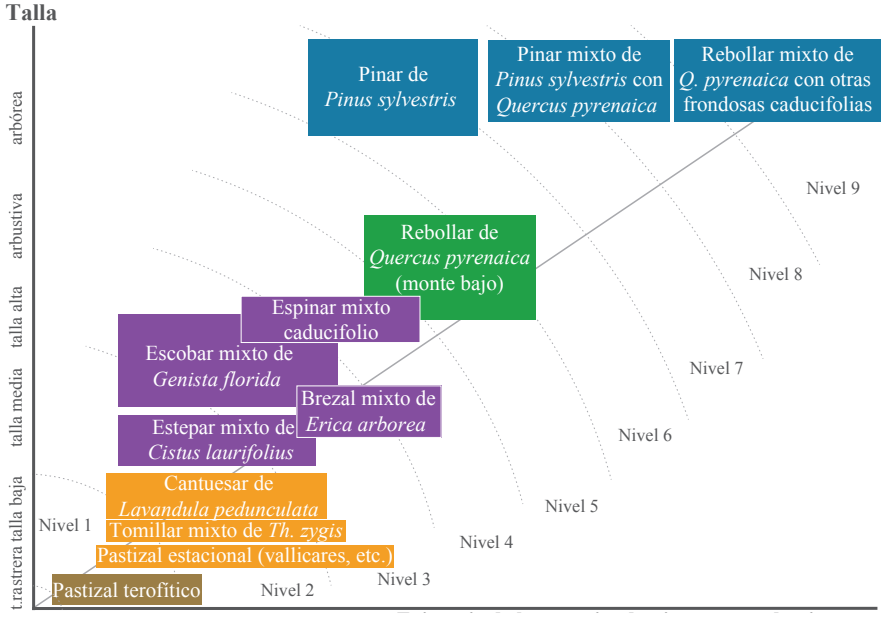


Figura 5.12. Distribución relativa de las agrupaciones vegetales en un esquema de niveles evolutivos en una escala de 0 a 9 según tallas típicas y valoración de la exigencia en agua y nutrientes de las especies dominantes. El ejemplo es sobre las agrupaciones vegetales más frecuentes en el dominio de Tipo Climático-estructural Subesclerófilo o piso supramediterráneo, sobre terreno zonal de roca madre silícea, localizado en la provincia Carpetano-Ibérico-Leonesa, en altitudes entre 1000 y 1300 m en el Valle del Lozoya, vertiente sur de la Sierra de Guadarrama, con precipitaciones medias anuales entre 700 y 900 mm y temperatura media entorno a 6 °C. En este esquema el pinar de *Pinus sylvestris* formaría parte de las agrupaciones vegetales de mayor evolución (climax) típicamente con niveles evolutivos entre 6 y 7 y en cambio el estepar mixto con *Cistus laurifolius* como una agrupación alejada de la máxima evolución, con valoraciones en general entre 2 y 3. El lector debe interpretar la representación como un esquema simplificado y aproximado, no de forma determinista, sobre un conjunto seleccionado de agrupaciones vegetales para evitar una representación exhaustiva que la haría empastada, y considerando un estado de las comunidades vegetales óptimo, pero que en el caso de encontrarse en un estado de degradación (por las razones que sean que se pueden valorar con distintas variables, como la espesura, el estado vegetativo de las plantas, etc.) pueden mostrar en la práctica niveles menores. Se han omitido los factores de cambio y de estabilidad para no sobrecargar la representación.

Tabla 5.3. Variables y valores para la tabla de atributos del SIG.

Nº	Variable	Valores	Observaciones
1	ID		
2	Superficie		
3	Uso	Urbano y análogos	Para caracterizar los enclavados u otros elementos que se puedan encontrar en el interior del perímetro de la repoblación forestal.
		Agrícola	
		Forestal	
4	Especie 1		Primera especie dominante de la agrupación vegetal: la que con el nombre vulgar del colectivo da nombre a la agrupación vegetal. Segunda y Tercera especie dominante si se considera y si la hay. Código número de la especie o código de letras. Tienen interés para valorar la respuesta general en caso de tratamiento de la vegetación preexistente (rebrote de cepa y/o raíz, no rebrote), establecer relación con los Hábitat de la Directiva. 92/43, etc.
5	Especie 2		
6	Especie 3		
7	Clima		Solo en caso de que el territorio muestre variabilidad espacial expresa y que sea relevante para la división de rodales.
8	Zonalidad	Zonal	En caso de que se presente más de un caso de tipos de zonalidad o de que se quieran matizar dentro de un tipo, valores (zonal, azonal, intrazonal) o más si se pueden subdividir y aumentar los valores. De interés para la división de rodales.
		Azonal	
		Intrazonal	
9	Talla	Arbórea	6 valores o menos, según necesidades y posibilidades. Tiene interés para valorar la competencia a las plantas que se vaya a introducir y para otras valoraciones como la protección del suelo frente a la erosión hídrica, etc. Tiene interés para valorar la competencia a las plantas que se vaya a introducir y para otras valoraciones como la protección del suelo frente a la erosión hídrica, etc.
		Arbustiva	
		Alta	
		Media	
		Baja	
		Rastrera	
10	Espesura	Baja	Relativa al estrato superior de la agrupación vegetal. Se estima por la fracción de cabida cubierta del estrato de talla superior. Tiene interés para valorar la competencia a las plantas que se vaya a introducir y para otras valoraciones como la protección del suelo frente a la erosión hídrica, etc.
		Media	
		Alta	
		Muy alta	
11	Porcentaje de cubierta total	Número de intervalos por determinar según el caso	De especial interés si la memoria de acompaña de una valoración del estado de la vegetación actual frente a la protección del suelo o la emisión de sedimentos
12	Porcentaje de cubierta pegada suelo		
13	Nivel evolutivo	Sobre escala ordinal	Asignado según los intervalos considerados en el esquema de sucesión vegetal
14	Hábitat Dir. 92/43		Relacionando vegetación actual con las unidades y su distribución espacial de la Cartografía de Hábitat
15	Relevancia para su conservación	Por determinar	Según criterio aplicado y normas de protección

4. Sobre el tratamiento de la flora

El análisis de la flora es preceptivo para conocer la presencia de taxones protegidos o ejemplares relevantes o singulares, que pueden condicionar diferentes decisiones relativas a la división de rodales y a su condición para la repoblación, el método de preparación del suelo o la densidad de plantación. En caso de no encontrase esta clase de plantas es opcional incluir un punto relativo a la flora. Ahora bien, si en el área del proyecto están presentes esta clase de plantas es necesario incluir un punto adicional con un desarrollo sobre dichos vegetales. El contenido de este apartado tendrá por objeto disponer de la información necesaria para valorar el posible efecto de la repoblación sobre la persistencia de dichos taxones, tanto a corto como a medio-largo plazo.

Esta información debe incluir tres aspectos:

- Una relación de los taxones protegidos que explícitamente se encuentren dentro del perímetro de la repoblación, indicando su correspondiente categoría de protección en los catálogos autonómicos. Se pueden añadir también otras especies que se consideren relevantes, indicando la razón, como por ejemplo su escasez en un entorno geográfico más amplio como puede ser la comarca.
- Su distribución explícita en el área de la repoblación, con un detalle espacial suficiente para diferenciar los lugares con presencia y con ausencia y poder considerar esta información en la división de rodales y en su señalización durante la ejecución de los trabajos.
- Una indicación de las características del hábitat de cada uno de los taxones (su autoecología) y, si es posible, también una consideración de su estrategia reproductiva, incluida la genemática (capacidad de rebrote de cepa o raíz) que permita valorar el efecto de las labores de preparación del suelo y el tratamiento de la vegetación preexistente, y el de la masa que se va a instalar. Hay que tener en cuenta en este sentido, que preparaciones puntuales del suelo - por ejemplo con retroaraña- permiten sortear poblaciones de taxones a proteger cuando están bien localizadas y correctamente señalizadas durante la ejecución de la obra.

5. Otros aspectos operativos y de interpretación de resultados

En este punto se tratan diferentes aspectos complementarios a tener en cuenta para obtención de los datos de vegetación, la generación de resultados y la interpretación del esquema de sucesión vegetal.

5.1. La fotointerpretación

La cartografía de la vegetación del área de actuación del proyecto suele realizarse a partir de fotointerpretación, que consiste en el análisis de imágenes, generalmente ortofotos, para un determinado objetivo. En el caso que nos ocupa dicho objetivo es diferenciar espacialmente las distintas comunidades vegetales considerando sus estados (posibles distintas tallas, espesura, etc.). En este caso, la unidad de análisis de la fotointerpretación es la tesela, que es una superficie homogénea en composición y estructura. El tamaño mínimo de tesela (resolución espacial) y los atributos a valorar en las mismas (resolución temática) habrán de ser definidos conforme a los criterios indicados en los apartados previos, antes de iniciar el proceso de fotointerpretación.

El procedimiento más habitual es la fotointerpretación visual, que puede ir apoyada por otros trabajos cartográficos de vegetación o por diferentes imágenes auxiliares (imágenes de falso color, imágenes de satélite, etc.). Hay que tener en cuenta que a medida que se complica la resolución temática con más variables paradójicamente no se aumenta la objetividad real. Esta forma de operar supone cierto grado de subjetividad que, no obstante, es asumible cuando concurren un operario diestro y unas reglas metodológicas detalladas.

Aparte del tamaño mínimo de tesela, otra consideración importante para la fotointerpretación es la "tolerancia" o límite de admisión de la variación en la geometría de la tesela. Estas imprecisiones en la fotointerpretación se pueden reducir si dicha operación se establece que se haga a una escala de detalle, esto es, con una observación cercana de la imagen.

Establecido el tamaño mínimo de tesela y la tolerancia (las "reglas de la fotointerpretación"), y elegidos los atributos o variables junto con sus valores y sus correspondientes "reglas de aplicación", se procede a la fotointerpretación (ver figura 5.5). En la actualidad se trabaja con programas de información geográfica de diversas casas comerciales o de libre disposición y abundante cartografía temática que se puede emplear como auxiliar. Respecto de los programas, cualquiera de ellos permite crear asociada a las teselas una tabla de atributos para recoger para cada una de ellas los valores de las diferentes variables. Esta operación va a permitir obtener resultados explícitos de la cubierta vegetal (superficies de las diferentes agrupaciones vegetales, etc.) fundamentales para posteriormente redactar esta parte de la memoria. En relación a las cartografías auxiliares conviene tener presente las limitaciones cuando se trabaja con escalas espaciales diferentes y datos de metodologías distintas. En cualquier caso, hay que tener presente que el resultado de la fotointerpretación y de la asignación de valores asociados debe ser validado con trabajo de campo (figura 5.5).

Finalmente, conviene recordar que todo este trabajo de fotointerpretación y asignación de valores de las variables a la teselas no es solo para obtener una representación espacial sino para obtener resultados específicos y explícitos de las diferentes agrupaciones vegetales (superficie de las mismas, intervalos de tallas que presentan y superficies respectivas, intervalos de espesura y superficies respectivas, etc.) que nutrirán de contenidos la descripción de la memoria.

5.2. Sucesión vegetal y especies a introducir

Cuando uno de los objetivos de la repoblación forestal sea conseguir la forma más madura posible para la estación y una vez desarrollado el esquema de sucesión vegetal específico, una de las derivadas es la consideración de la elección de especies también desde la perspectiva dinamogenética. En este contexto, se considera especie de interés cualquiera que, siendo natural, favorezca en una estación la progresión de la sucesión y/o contribuya a aumentar el nivel de evolutivo, si bien este efecto depende también de otros muchos factores como la densidad de plantación y de la capacidad de acceso de otras especies.

La elección de especie se debe realizar siguiendo la secuencia de pasos que indica Serrada (2000) y que se muestra de forma adaptada en la figura 5.13. En una primera

fase se realiza un análisis de los factores del biotopo o ecológicos, seguida de una segunda fase relativa al análisis de los factores biológicos y, por último, una tercera de análisis de factores económicos. Prescindiendo de la compatibilidad climática y edáfica, que se trata en otros capítulos de este libro, puntualizaremos algunos aspectos relativos al carácter biogeográfico y de la función dinamogenética de las especies en el marco de la sucesión vegetal.

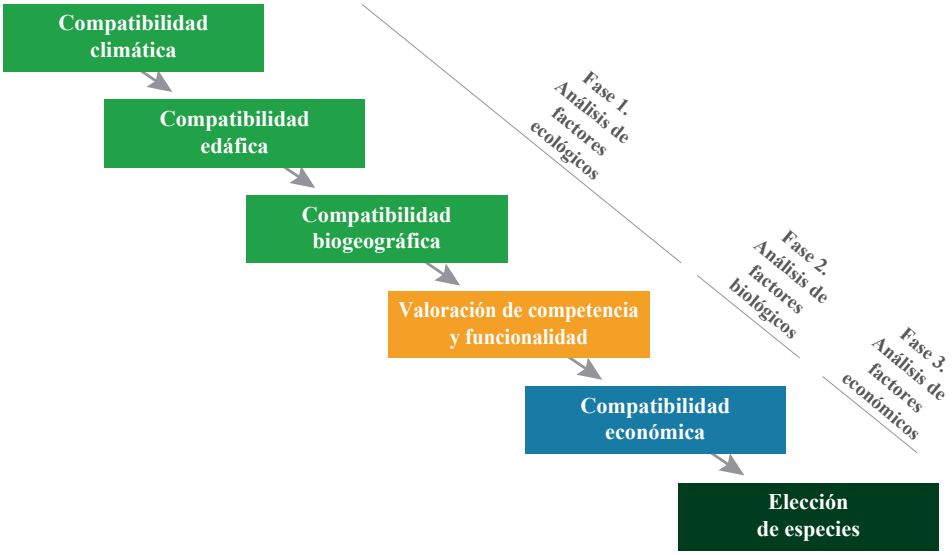


Figura 5.13. Secuencia de fases y filtros para la elección de especies.

La "compatibilidad biogeográfica o fitogeográfica" tiene como objetivo disponer de criterio respecto a la capacidad de cohabitación y ensamblaje de las especies presentes en relación a las que se van a introducir con la repoblación. Se hace uso para ello de las unidades biogeográficas, de tal forma que, partiendo de las especies compatibles climática y edáficamente, se seleccionan aquellas que son naturales en la unidad biogeográfica a la que pertenece el área a repoblar.

Debido a que no se dispone de una relación de especies y unidades biogeográficas, hay que hacer una valoración en cada caso. La forma de llevarla a cabo es confrontando la distribución natural real (actual y pasada) de las especies, con el mapa de unidades biogeográficas. Si la valoración de la compatibilidad biogeográfica se llevase a cabo únicamente a partir de la distribución actual se podría llegar a desestimar algunas especies de interés, como ocurre con muchas especies dominantes (Gastón y Soriano 2006) por haberse extinguido en algunos territorios por la acción humana. Por este mismo motivo, para muchas especies, en especial las arbóreas y arborescentes, que han sufrido fuertes reducciones poblacionales, es preferible valorar la idoneidad biogeográfica tomando como referencia unidades biogeográficas de moderado detalle, como la Provincia, o la Subprovincia (figura 5.14).

Los mapas de distribución de las especies seleccionadas se pueden obtener de alguna de las bases de datos corológicos de especies de referencia, como es la del Real Jardín Botánico de Madrid (http://www.anthos.es/), de la que se muestran algunos ejemplos en la figura 5.18. Si se dispone de datos de presencia complementarios, especialmente polínicos, antracológicos, macrorrestos, etc., asignados al Holoceno o de documentos históricos, también se deben considerar, ya que en un pasado inmediato muchas plantas tuvieron más extensión que la actual (ver figura 5.15).

Figura 5.14. Mapa de regiones, provincias (Pr.) y subprovincias (Subpr.) biogeográficas en la España peninsular adaptado de Rivas-Martínez *et al.* (2002).

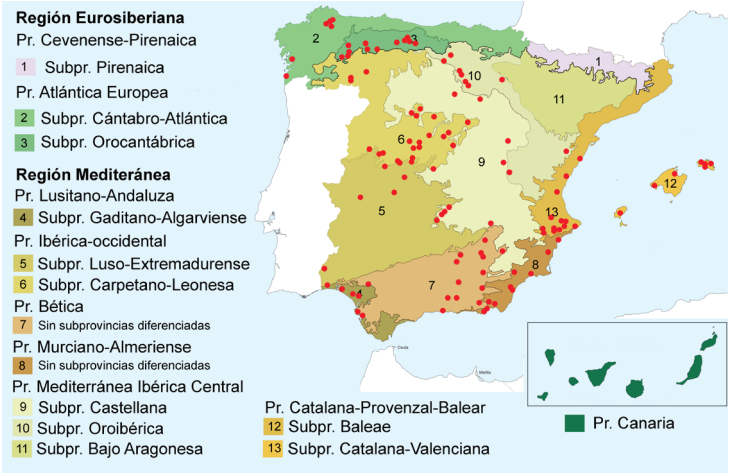


Figura 5.15. La presencia en España peninsular de polen y macrorrestos de *Pinus* en el Holoceno, tomado de Carrión *et al.* (2012) en relación con las provincias y subprovincias biogeográficas, según Rivas-Martínez *et al.* (2002).

Tomando como ejemplo los datos mostrados en la figura 5.16, mediante la confrontación del mapa de unidades biogeográficas y el de distribución de cada especie, se puede estimar su carácter a escala de provincia y subprovincia. Así se concluye que el madroño (*Arbutus unedo*) no sólo es una especie de la Región Mediterránea sino que también es propia de la Región Eurosiberiana, siendo frecuente en la provincia Atlántica Europea y en la subprovincia Cantabro-Atlántica, y por lo tanto puede formar parte de diferentes agrupaciones vegetales de esos territorios. En el caso del cerecillo (*Prunus mahaleb*) se observa, por ejemplo, que es un elemento natural en las subprovincias Orocantábrica, Pirenaica, Oroibérica, Catalana-Valenciana y Capertano-Leonesa, así como en la provincia Bética, quedando clara su ausencia en la subprovincia Luso-Extremadurense. Para el pino carrasco (*Pinus halepenis*) se puede ver su carácter natural en las provincias Catalano-Provenza-Balear, tanto en la subprovincia Catalana-Valenciana, como en la Balear; la provincia Murciano-Almeriense; la provincia Bética; y, dentro de la provincia Mediterránea Ibérica Central, en las subprovincias Bajo Aragonesa y Castellana, pero estando ausente en la subprovincia Carpetano-Leonesa.

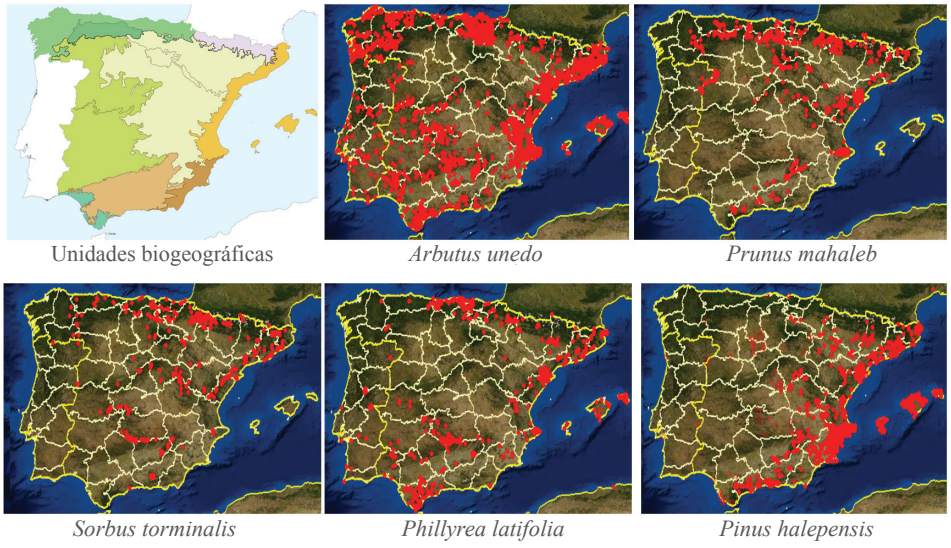


Figura 5.16. Mapa de unidades biogeográficas (región, provincia y subprovincia) y mapas de distribución de las especies indicadas según Proyecto Anthos (http://www.anthos.es/).

Tras la valoración de la compatibilidad biogeográfica o fitogeográfica de las especies candidatas para la repoblación, hay que analizar los factores biológicos o de atributos vitales (Sevilla 2017) de las mismas (fase 2, figura 5.13). Se propone para ello considerar en especial dos aspectos: la fuerza de "competencia" y la "funcionalidad" o "tolerancia" (en el sentido de Sevilla 2008), bien como estimuladora o como facilitadora de la sucesión hacia niveles evolutivos mayores a través del enriquecimiento en nichos ecológicos y de la biodiversidad. Respecto de estos factores hay que tener presente las siguientes consideraciones:

- La valoración de la "competencia" con los datos de la vegetación. Con los datos aportados de las agrupaciones vegetales se puede apoyar la valoración sobre si las especies a introducir podrán superar a las que ya se encuentran asentadas. Esto es, crecer con la vitalidad y la velocidad suficientes para superar la altura de coronación de la cubierta previa. Esta cualidad, que puede parecer simple, es compleja y está modulada por muchos factores que interactúan a escala local (figura 5.17). Debido a esta dificultad su valoración tiene que hacerse por criterio experto. Entre los elementos que el experto puede considerar en las especies a introducir, se encuentran su temperamento en el lugar del proyecto y la capacidad de crecimiento a edades tempranas. Respecto de la cubierta presente, hay que valorar principalmente la talla y espesura de la parte aérea así como las características del entramado de raíces. A mayor talla y espesura del matorral se espera que la competencia de la cubierta vegetal preexistente sea más fuerte. A veces también una talla baja pero con un sistema radical muy denso, como los que se forman en cubiertas vegetales herbáceas encespedantes, puede desarrollar una competencia muy fuerte.
- La "funcionalidad" como criterio complementario para la valoración dinamogenética. Se refiere en este texto a la mayor o menor presencia en la especie de los rasgos necesarios para alcanzar o complementar el objetivo propuesto. En este contexto de repoblaciones se consideran dos clases de orientaciones del objetivo, que no son excluyentes (ver figura 5.18). En un caso primar la progresión mediante una nueva

Figura 5.17. Piornal de *Cytisus multiflorus* de entre 3 y 4 m de altura y espesura de más del 95%, situado en el término municipal de Mombeltrán (Ávila) en torno a los 1100 m de altitud. En algunos montes, como el que se muestra en la imagen, las cubiertas vegetales presentes son de tal magnitud que dificultan la sucesión vegetal y comprometen la repoblación. Los piornos ejercen una competencia extremadamente potente frente a otras especies, como por ejemplo frente a las plantas del regenerado de *Pinus pinaster* y las frondosas plantadas, ahogándolas, lo que se puede observar al penetrar en el matorral (foto: JI García Viñas).

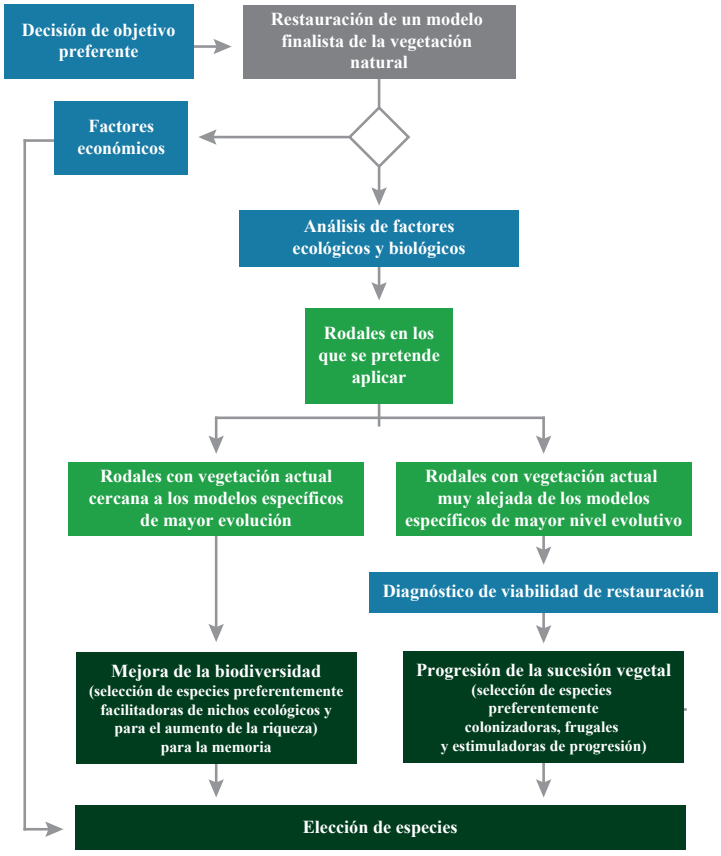


Figura 5.18. Estrategias para la selección de especies de acuerdo con el objetivo específico.

cubierta vegetal de talla preferentemente arbórea y espesura elevada. Es apropiada cuando se parte de cubiertas vegetales fuertemente degradadas y muy alejadas de los modelos de niveles más altos, como puede ser en muchos casos un jaral de *Cistus ladanifer*, un aulagar de *Genista scorpius* o de *Ulex parviflorus*, o un brezal mixto de *Erica umbellata*. Es una estrategia para alcanzar el objetivo a medio-largo plazo. En otro caso primar el aumento de la biodiversidad creando un estrato superior al previo, con las especies fomentadoras de nuevos nichos o de ampliación de los existentes. Es apropiada para cubiertas vegetales que presentan un nivel evolutivo medio, como por ejemplo un tallar degradado y claro de *Quercus ilex*, un lentiscar monoespecífico y claro, o un espinar caducifolio claro. Es una estrategia para logar el objetivo a largo plazo. Para cada uno de los casos son recomendables los siguientes grupos de especies:

- En el primer caso, se incluyen especialmente las especies que han evolucionado como colonizadoras de primer orden. Son plantas de talla

típicamente arbórea; competitivas con suelos pobres y/o someros; capaces de obtener buenos desarrollos con limitaciones en la disponibilidad de agua; generalmente anemócoras y facilitadoras de la sucesión vegetal. Son principalmente especies de los géneros *Pinus*, *Betula* y *Acer*.

- En el segundo caso figuran principalmente las especies zoócoras, muchas de ellas productoras de frutos carnosos (o análogos). En conjunto de los géneros *Quercus*, *Castanea*, *Fagus*, *Corylus*, *Prunus*, *Malus*, *Pyrus*, *Sorbus*, *Taxus*, *Ilex*, *Juniperus*, *Rhamnus*, *Frangula*, *Chamaerops*, etc.

Considerando aquellas especies arbóreas que son dominantes se pueden precisar más los modelos de agrupación vegetal de carácter finalista en la sucesión.

Finalmente indicar que algunos autores recomiendan para este objetivo de restauración de cubiertas finalistas, entre tres y cuatro especies, si bien otros autores, en restauración ecológica, sugieren hasta 10. No obstante, estas cifras hay que adaptarlas a los objetivos y a los recursos económicos disponibles.

5.3. Sucesión vegetal, elección de rodales y el diseño de la plantación

En un contexto de restauración, son también importantes las aportaciones que se hacen relativas a un conjunto de decisiones sobre la elección de lugares y el diseño de la plantación que se exponen a continuación. Se trata de tomar decisiones técnicas, que sean lo más eficaces posible para impulsar del objetivo general. Se consideran dos los aspectos a destacar:

- **El marco de plantación.** Condiciona el futuro desarrollo de las plantas del dosel superior y evoca un mayor o menor efecto de naturalidad. La distribución de plantas y/o especies en el rodal puede ser "agrupada" (Sevilla 2001), aprovechando las condiciones más favorables del medio para cada especie o grupo de especies, por ejemplo de profundidad de suelo y/o posición fisiográfica, (vaguada, umbría, pie de ladera, etc.); o "regular", procurando distancias más o menos iguales entre plantas. Es deseable evitar cuando se pueda los marcos con alineaciones. Aunque las líneas de plantas se desdibujarán con el tiempo, no evocan naturalidad durante los primeros años. Tampoco suele ser necesario obtener un desarrollo equilibrado ni homogéneo de las copas.
  - Si es prioritario el estímulo hacia etapas de mayor nivel, lo recomendable es dirigirse hacia densidades altas o relativamente altas, que permitan lo antes posible una reducción de la cubierta vegetal preexistente (Sevilla 2001). En estos casos puede oscilar entre (600) 800 y 2000 pies ha^{-1}. Ahora bien, en la elección de una cifra hay que tener en cuenta también la funcionalidad de las especies, la necesidad de desplazar la cubierta vegetal preexistente y las condiciones climáticas generales, especialmente el periodo de aridez. Por ejemplo, cuando la aridez se prolonga más de 5 meses, como en el semiárido peninsular, son mejores las densidades bajas en orientaciones y posiciones fisiográficas favorables o muy bajas en orientaciones desfavorables, como las solanas. También es recomendable considerar las posibilidades económicas de la gestión posterior (clareos).
  - Si prevalece el apoyo al aumento de la biodiversidad y a la riqueza de nichos, son recomendables las densidades bajas, menores de 800 pies·ha^{-1}. De esta

manera se debe tener en cuenta la estructura de la planta (Ruiz de la Torre 1993) para favorecer el crecimiento de las nuevas plantas con copas amplias, que puedan realizar floraciones y fructificaciones abundantes, sin importar tanto su desarrollo en altura, su ramosidad, o el efecto sobre el estrato inferior de la cubierta vegetal (figura 5.19). Ahora bien, este criterio de densidad puede tener otras valoraciones como en el caso de una estación con un intenso periodo de aridez, donde una densidad algo más alta puede proporcionar un cierto sombreado lateral de importancia para el desarrollo de las nuevas plantas.

Figura 5.19. Repoblación de frondosas en un brezal mixto de *Erica australis* y *Halimium lasiantum* en Palacios del Sil (León), en una estación de suelo de pizarras, poco profundo, y clima con temperatura media de 7,3 °C, precipitación media de 1438 mm y sin periodo árido. En este caso se ha optado por mejorar la biodiversidad del estrato superior como impulsor de la vegetación finalista, con una densidad de plantación baja que favorece la floración y la fructificación (foto: JI García Viñas).

En el caso de haberse elegido varias especies, se pueden emplear módulos de plantación con la idea de obtener un cierto efecto de protección lateral de unas especies con respecto a otras.

5.4. Desarrollo de la repoblación, sucesión vegetal y etapas.

Al efectuar la repoblación se han colocado un conjunto de plantas, de una o varias especies, en una cubierta vegetal preexistente. Esta acción simula de alguna manera una colonización natural, si bien no escalonada en el tiempo como es frecuente, sí como después de ciertos episodios de renovación. Estos últimos sería como en incendios en pinares de *Pinus pinaster* en peridotitas o en pinares de *Pinus halepensis* en la costa andaluza o valenciana, o como se genera un retamar de *Retama sphaerocarpa* tras el paso de un rebaño de ovejas. De esta manera se han sentado las bases para que esa generación

de plantas crezca y con el tiempo adquiera una elevada semejanza con los patrones de composición y estructura considerados. Es obvio que el objetivo no está alcanzado todavía y, por tanto, que el trabajo no está concluido. Hay que tener en cuenta que la escala temporal de los procesos en los que dominan especies muy longevas, no es la de la vida humana y menos aún la laboral, y que requieren por tanto de bastante tiempo y de la ausencia de factores inhibidores, como nos han enseñado los trabajos antiguos. Aunque el texto de este capítulo está dirigido al hecho de la repoblación, se ha considerado de interés recordar que el proceso tiene que seguir las siguientes fases y etapas de la sucesión:

- Con la plantación recién hecha se está en la misma etapa de la sucesión que la correspondiente a la vegetación preexistente. El efecto de preparación del suelo y tratamiento sobre una parte de la vegetación preexistente es como una pequeña perturbación. Se puede considerar una fase análoga a la de "ocupación" en un proceso de colonización natural. Durante los primeros años las nuevas plantas se dirigen principalmente a la supervivencia y superación de la competencia de la cubierta vegetal preexistente (el matorral o el pastizal). Se puede producir un aumento de la biodiversidad debida, más que a la plantación, a la entrada de especies anemócoras intolerantes que colonizan los espacios liberados por la preparación del suelo. Es un cambio poco o nada relevante por la clase de plantas que entran y por su permanencia. En su asentamiento y evolución es crítico el control de los herbívoros silvestres, cuya población va en paulatino aumento (Otero 2018) y representa un grave problema para la progresión vegetal.
- La segunda fase comienza cuando las plantas introducidas superan la talla de la cubierta previa. Supone un cambio de etapa y se puede hablar ya de una agrupación vegetal distinta, ya que el estrato superior está dominado por nuevas especies. El recorrido temporal hasta que se alcanza es muy variable. Por ejemplo, puede empezar de forma muy temprana si se parte de un tomillar; pero va a ser más prolongada si es un aulagar de *Genista scorpius* o un brezal de *Erica australis,* que suelen presentar entre 0,5 y 1 m de talla; y llevará ya mucho más tiempo si, por ejemplo, es un escobonal de *Genista florida* o de *Cytisus* spp., que pueden tener entre 1,8 y 3,5 m de talla. Ni como etapa ni como fase cabe esperar que se pueda producir entrada natural de especies tolerantes o nemorales, si bien puede empezar algo de forma anticipada. Cualquier juicio en esta etapa sobre el alcance del objetivo propuesto en el proyecto es extremadamente prematuro.
- La tercera fase se considera cuando las copas de las nuevas plantas se expanden y sombrean los niveles inferiores. Es otra etapa distinta ya que, si bien no ha cambiado la agrupación vegetal (las especies dominantes del estrato superior son las mismas), se ha subido claramente de talla y ha aumentado la espesura. El cambio será más intenso cuanto mayor haya sido la densidad de plantación, pudiendo ser muy débil y casi inapreciable si la densidad es muy baja. Cuando se produce en cantidad y extensión la expulsión de las plantas de la cubierta vegetal previa se hace importante, presentándose un estrato inferior con abundantes ramas muertas. Progresivamente van desapareciendo las plantas de las especies menos tolerantes a la sombra, por ejemplo las de los géneros *Cistus*, *Helianthemum*, *Thymus*, *Rosmarinus*, *Erica*, *Ulex*; seguidas de otras algo más tolerantes. Aunque se puedan observar algunos ejemplos de entrada natural de

especies más tolerantes, todavía es un periodo donde predomina claramente la expulsión frente a la incorporación.

- La cuarta fase se inicia con el cierre de copas. Si la cubierta vegetal sube de talla con respecto a la fase anterior se debe considerar una etapa superior, posiblemente finalista. En términos generales se ha alcanzado la máxima expulsión de las plantas de la cubierta vegetal inicial. Un tiempo después, es cuando se empiezan a ver pies dominados, sumergidos, con copas muy débiles, y posteriormente los primeros pies muertos, y comienza la renovación de la generación de plantas de la repoblación. Avanzada esta fase es el momento de considerar el grado de acercamiento al objetivo propuesto: el modelo de vegetación finalista considerado. Ya debe haber comenzado la entrada de nuevas especies, pero hay que ponderar el resultado ya, aunque éste depende de un número muy elevado de factores: la proximidad de poblaciones, la capacidad de producción de semillas por planta, la potencia de los agentes dispersores, el entorno (la menor o mayor resistencia del espacio intermedio a la dispersión) y la presión de herbívoros. También se puede apreciar la expansión de las plantas residuales más tolerantes (figura 5.20). Es más frecuente observar la entrada de plantas tolerantes a la sombra, buenas productoras de semillas y ornitócoras, como *Ilex aquifolium*, *Prunus* spp., *Sorbus* spp., *Lonicera* spp., *Viburnum* spp., etc. y trepadoras como *Tamus communis*, *Brionica dioica*, *Rubia peregrina*. En cambio es más difícil la entrada ciertas plantas menores asociadas a ambientes nemorales, como las que dependen de agentes dispersores con importantes limitaciones, como por ejemplo las mirmecócoras, entre las que se encuentran *Hepatica nobilis*, *Anemone nemorosa*, *Helleborus foetidus*, *Polygala* spp., *Luzula* spp., *Viola* spp. Otro caso algo menos limitante para la colonización lo presentan las especies barócoras, como *Teucrium scorodonia*, *Aristolochia paucinervis*, *Lilium martagon*, *Phyteuma spicatum*, *Lathyrus vernus*, *Potentilla* spp., *Primula* spp. y *Prunella* spp. entre otras muchas.

Figura 5.20. Repoblación forestal de *Pinus sylvestris* en término de La Puebla de la Sierra (Madrid) en estado muy avanzado de una cubierta vegetal finalista. Se observa la fuerte progresión de *Quercus pyrenaica*, *Sorbus aucuparia* y *Prunus avium*, en parte procedente de pies residuales que han sido favorecidos por la protección lateral de los pinos, y en parte pies jóvenes que han nacido al abrigo de los pinos. En un futuro próximo se espera que se forme una gama de agrupaciones vegetales que van desde el melojar de *Quercus pyrenaica*, al pinar de *Pinus sylvestris*, junto con formaciones mixtas con distintos pesos de las especies dominantes. Se aceleraría el proceso con la aplicación de claras en el pinar (foto: JI García Viñas).

6. El texto en el documento del proyecto

El texto debe ser preciso y conciso, siguiendo un índice jerarquizado (ver tabla 5.4). Las agrupaciones vegetales se deben presentar, cuando proceda, ordenadas en primer lugar por dominios climáticos. De cada una de las agrupaciones se deben indicar, al menos: sus principales especies dominantes; la superficie total que ocupa; los intervalos de tallas y de espesuras con los que se presenta dentro del área de actuación, con las respectivas superficies de cada intervalo; los tipos de zonalidad en las que se encuentra; y una mención de las especies singulares o de valor especial cuando las haya, así como de los hábitat de la Directiva europea 92/43 de los que forma parte. Por último, si se realiza un análisis dinámico de la vegetación, se habrá de incluir la valoración del nivel evolutivo de cada agrupación. Cuando sea necesario elaborar un texto extenso, rico en detalles y un análisis dinámico con representación del complejo evolutivo, se recomienda situar este texto en un anejo y remitir al mismo en la memoria.

Tabla 5.4. Esquema general del contenido del apartado de la memoria correspondiente a la descripción de la cubierta vegetal.

Punto	Contenido	Observaciones
Introducción	Marco general biogeográfico, climático y edáfico. Contenido metodológico	Mención a la localización biogeográfica y variabilidad climática y edáfica si procede
		Indicación de reglas para la fotointerpretación
		Indicación de las reglas para considerar la agrupación vegetal por la composición de especies dominantes
		Mención de las variables e indicación de reglas para considerar la estructura, tanto la talla, como la espesura y cuantas otras se incluyan (ver tabla 5.3)
Vegetación	Descripción de las agrupaciones vegetales expuestas de forma jerarquizada	Nombre de la agrupación vegetal
		Principales especies que las integran
		Superficie
		Gama de estructuras verticales (tallas) y sus respectivas superficies
		Gama de estructuras horizontales (espesura) y sus respectivas superficies
		Zonalidades en las que se presenta y superficies
		Diferencias climáticas y litológicas, si las hubiera
		Hábitats de la Directiva 92/43
		Valoración de la influencia en los procesos ecológicos generales y en la sucesión vegetal
		Otras informaciones adicionales según caso
	Análisis de sucesión vegetal	Esquema de sucesión vegetal para cada unidad y asignación de valor (o valores) ordinal de Nivel evolutivo a las diferentes agrupaciones vegetales
Flora	Especies protegidas	Relación y distribución de las mismas
	Especies y/o ejemplares singulares	Valoración del efecto de la repoblación sobre ellas

BIBLIOGRAFÍA

Baldwin M., Kellogg CE, Thorp J (1938) Soil classification. En: Allin BW et al., editores, Soils and men: Yearbook of agriculture 1938. USDA. U.S. Gov. Print. Office, Washington DC. p. 979–1001

Bolòs O de (1967) Comunidades vegetales de las comarca próximas al litoral situadas entre los ríos Llobregat y Segura. Mem. R. Acad. Cienc. Art. Barcelona, 38(1), Barcelona

Braun-Blanquet J (1951) Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde, 2nd. ed. Springer, Viena

Carrión JS (ed.) (2012) Paleoflora y paleovegetación en la Península Ibérica e Islas Baleares. Plioceno-Cuaternario. Ministerio de Economía y Competitividad, Universidad de Murcia y Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia

Carrión JS, Fernández S (2009) The survival of the 'natural potential vegetation' concept (or the power of tradition). J. Biogeogr. 36:2202–2203

Ceballos L (1938) Regresión y óptimo de la vegetación en los monte españoles. Significación de los pinares. Ávila

Ceballos L (1948) La fitosociología como auxiliar de la técnica forestal. Escuela Especial de Ingenieros de Montes, Madrid

Ceballos L, López Vallejo M, Pardos JA, Úbeda J (1966) Mapa Forestal de España en escala 1:400.000. Ministerio de Agricultura, Madrid

Ceballos L, Martín Bolaños M (1931) Estudio sobre la vegetación forestal de la provincia de Cádiz 1:100.000. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, Madrid

Ceballos L, Vicioso C (1933) Estudio sobre la vegetación y flora forestal de la provincia de Málaga: 1:100.000. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, Madrid

Ceballos L, Ximénez De Embún J (1996) Plan para la repoblación forestal de España. En: Tres Trabajos Forestales. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid

Cuatrecasas J (1929) Estudios sobre la flora y la vegetación del macizo de Mágina. Trabajos del Museo de Ciencias Naturales de Barcelona. Vol. XII. Museo de Ciencias Naturales

Dokuchaev VV (1900) Classification of Soils of Professor V.V. Dokuchaev (Northern Hemisphere). Pochvovedeniye 2, Appendix

Fukami T (2015) Historical contingency in community assembly: integrating niches, species pools, and priority effects. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 46:1–23

Gastón González A, Soriano Martín C (2006) Contribution of the Forest Map of Spain to the chorology of woody plant species. Invest. Agr.: Sist. Recur. For. Fuera de Serie:9-13

García Viñas JI, López Leiva C, Gastón González A (2017). D. Luis Ceballos y Fernández de Córdoba y las bases geobotánicas del Plan Nacional de repoblaciones de 1939. En: La Restauración Forestal en España. 75 años de una ilusión (Pemán J., Iriarte I., Lario F., eds.). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y SECF. pp. 78-95

Hobbs RJ, Cramer VA (2007) Old field dynamics: Regional and local differences and lessons for ecology and restoration. Society for Ecological Restoration International

Huguet del Villar E (1929) Geobotánica. Colección Labor. Editorial Labor S.A.

Kent M, Coker P (2012) Vegetation description and analysis. A practical approach. John Wiley & Sons Inc.

Kimmins JP (2003) Forest Ecology. Benjamin Cummings

Küchler AW, Zonneveld IS (eds) (1988) Vegetation Mapping. Kluwer Academic Publishers

Law R (1999) Theoretical aspects of community assembly. En: Advanced ecological theory: principles and applications (McGlade J, ed.). Blackwell publishing, Oxford. pp. 143–71

López Leiva C, Espinsa Rincón J, Bengoa Martínez de Mandojana J (2009) Mapa de vegetación de Castilla y León. Junta de Castilla y León.

Margalef R (1974) Ecología. Ediciones Omega, Barcelona

Montero de Burgos JL (1990) Evolución vegetal. Óptimo natural y óptimo forestal. Ecología Fuera de Serie Nº 1:309-319

Montero de Burgos JL (1987) La regresión vegetal y la restauración forestal. Boletín de la Estación Central de Ecología. Vol. 16, Nº 31. Instituto para la Conservación de la Naturaleza. MAPA, Madrid

Otero Muerza C (2018) La sobrepoblación de ciervo y jabalí en España. Revista Montes 133: 52-54

Ozenda P (1986) La cartographie écologique et ses applications / Ecological mapping and its applications. Masson, París

Pemán García J, Navarro Cerrillo RM, Serrada Hierro R (2006) La elección de especies en las repoblaciones forestales. Contribuciones del profesor Ruiz de la Torre. Fuera de Serie. Sistemas y Recursos Naturales 87-102

Rivas Goday S, Borja Carbonel J (1961) Estudio de vegetación y flora del Macizo de Gúdar y Jabalambre. Anales del Instituto Botánico A. J. Cavanilles Tomo XIX. CSIC

Rivas-Martínez S, Díaz T.E, Fernández-González F, Izco J, Loidi J, Lousa M, Penas A (2002) Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. Itinera Geobot. 15(1-2):5-922

Rivas-Martínez S (1987) Mapa de Series de vegetación de España. Serie Técnica. ICONA. MAPA, Madrid

Ruiz de la Torre J (1956) La vegetación del norte de Marruecos y la elección de especies para su repoblación forestal. Servicio de Montes. Centro de Investigaciones y Experiencias

Ruiz de la Torre J (1977) Especies dominantes en la vegetación española peninsular. Boletín de la Estación Central de Ecología 11:13-24

Ruiz de la Torre J (1988) Sinfitónimos. Homenaje a Pedro Montserrat. Monografías del Instituto Pirenaico de Ecología nº 4. CSIC

Ruiz de la Torre J (1990a) Mapa Forestal de España 1:200.000. Memoria General. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación

Ruiz de la Torre J (1990b) Distribución y características de las masas forestales españolas. Ecología (Fuera de Serie) 1:11-30

Ruiz de la Torre J (1993) Objetivos de diversidad biológica en la reforestación de tierras agrícolas. Elección de especie y densidad de implantación. Montes, 34:20-30

Ruiz de la Torre J, Ruiz del Castillo J (1977) Metodología y codificación para el análisis de la vegetación española. Trabajos de la Cátedra de Botánica. ETSIM, Madrid

Ruiz de la Torre J, Carreras Egaña C, García-Viñas JI, Orti Moris M (1996) Manual de flora para la restauración de áreas críticas y diversificación en masas artificiales. Junta de Andalucía

Serrada R (2000) Apuntes de Repoblaciones Forestales. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. Fundación Conde Valle de Salazar. Madrid

Serrada R (2011) Apuntes de Selvicultura. Fundación Conde del Valle Salazar, Madrid

Sevilla Martínez F (2001) Marco y densidad de las repoblaciones forestales. En: Actas del III Congreso Forestal Español. Mesa 3 (Junta de Andalucía, ed.). Granada

Sevilla Martínez F (2008) Una teoría ecológica para los montes ibéricos. Instituto de Restauración y Medio Ambiente, León

Sevilla Martínez F (2017) Un modelo de dinámica forestal basado en el crecimiento y la renovación de la vegetación. En: 7º Congreso Forestal Español. Plasencia

Sibirtsev NM (1896) Soil Classification as applied to Russia. San Petesburgo

Terradas J (2001) Ecología de la vegetación: de la ecofisiología de las plantas a la dinámica de las comunidades y paisajes. Editorial Omega, Barcelona

Villar L, Benito JL (2001) Memoria del mapa de vegetación actual del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido escala 1:25.000. Serie Técnica. OAPN, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid

VVAA (2005) Diccionario Forestal. Mundi-Presa y Sociedad Española de Ciencias Forestales. Madridary JJ (2005) The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored reales. Ecol Lett 8:662–673

WRB (2014) International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. FAO

Young TP, Petersen DA, Clary JJ (2005) The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. Ecol Lett 8 662-673

Planificación estratégica

Capítulo 6
La repoblación forestal en la planificación del territorio

Pedro ALCANDA VERGARA

1. Las repoblaciones forestales en el marco de los planes estratégicos de política forestal

Durante mucho tiempo, el concepto de un plan forestal se atribuía a un proyecto de ordenación de montes desde las primeras Instrucciones al efecto aprobadas en 1890. Se trataba de establecer un modelo de monte y organizar los tratamientos y los aprovechamientos forestales en el tiempo y el espacio: era un instrumento ejecutivo de planificación y gestión forestal a escala de monte. Los siguientes planes en materia forestal que ya en aquel entonces se empezaron a concebir fueron los de repoblación forestal, incluidos en las memorias provinciales de repoblación que desembocaron en algunos proyectos de repoblación para su ejecución a nivel de monte.

Como se ha visto en el capítulo 1, la necesidad de repoblación forestal a gran escala en el tránsito del siglo XIX al XX era tan acuciante y fehaciente que tras varios intentos fallidos al final de la década de los 30 se aprobó el primer Plan General de Repoblación Forestal en la historia de España, entendido como un instrumento de planificación estratégica de ámbito nacional: era un plan director para la ejecución de repoblaciones forestales en toda España (Pemán *et al.* 2017).

La mayoría de las repoblaciones pensadas en aquel entonces tenían un carácter de restauración hidrológico forestal con una finalidad protectora del suelo y reguladora del régimen hidrológico, es decir, fueron concebidas con fines ambientales, sin perjuicio de su alternativa productiva y de objetivos productivos preferentes principalmente circunscritos a la cornisa cantábrica.

Como instrumentos de planificación estratégica a nivel estatal no fue hasta 1988 cuando se formuló el Plan Nacional de Acciones Prioritarias contra Incendios Forestales y posteriormente se proyectó en 1991 el Plan Nacional de Restauración Hidrológico Forestal y en 1996 el Plan Nacional de Actuaciones Prioritarias de Restauración Hidrológico Forestal, Control de la Erosión y Defensa contra la Desertificación que se aprobó después en 2001 y ha sido modificado recientemente en 2017 y adecuado a las circunstancias y necesidades actuales.

A finales de la década de los años 80, la Comunidad Autónoma de Andalucía fue la primera en formular un plan general de política forestal como instrumento de planificación estratégica, al objeto de adecuar las necesidades de la política forestal andaluza conforme a las competencias recién adquiridas al respecto. El Plan Forestal Andaluz fue el pionero, al aprobarse por Acuerdo de Consejo de Gobierno de la Junta de Andalucía el 7 de febrero de 1989 y después por el Parlamento andaluz a finales de aquel año. Posteriormente se fueron aprobando en el resto de las Comunidades Autónomas.

Ya no se trataba solo de un plan regional estratégico de repoblaciones o de incendios forestales, sino del conjunto de la política forestal en general y de la administración y gestión de montes y recursos forestales en particular. El primer objetivo era la restauración y mejora de la cubierta forestal, la conservación de suelos y recursos hídricos para luchar contra la desertificación, entre otros objetivos destinados a la protección y restauración de ecosistemas, la defensa del monte contra incendios, plagas y enfermedades forestales, la utilización racional de recursos forestales e incremento de sus producciones y la mejora de la comercialización e industrialización de productos forestales, o de compatibilizar el uso social, recreativo y cultural del monte.

La integración y el protagonismo de la restauración hidrológico-forestal fue un denominador común en los libros blancos, estrategias y planes forestales autonómicos que después se fueron formulando durante la última década del siglo pasado para adecuar las políticas forestales a las competencias adquiridas desde su traspaso a las comunidades autónomas en los años 80. La repoblación forestal y la forestación de tierras agrarias fueron las principales protagonistas de los primeros planes forestales autonómicos, junto con los incendios forestales, de forma que en todos aquellos planes figuraban programas de restauración y mejora de la cubierta vegetal y del medio natural, que incluían repoblaciones forestales y tratamientos selvícolas cuyo peso presupuestario medio superaba la mitad (55%) de las inversiones previstas, según el análisis comparativo de estas planificaciones autonómicas realizado en el Plan Forestal Español de 2002, cuyas previsiones incluían la necesidad de repoblación prioritaria de 3,8 millones de hectáreas (figura 6.1).

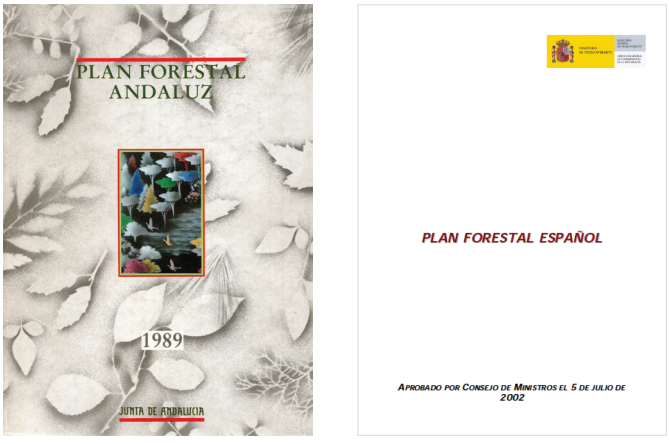


Figura 6.1. Portada del Plan Forestal Andaluz de 1989 y del Plan Forestal Español de 2002.

La voluntad repobladora seguía pues presente en aquellos planes forestales con una presencia de la repoblación como protagonista principal en la planificación forestal, de manera que cuando los funcionarios y técnicos de la administración presentaban los planes forestales, los dirigentes políticos lo primero que preguntaban era "cuánto se iba a repoblar", entendiendo aquellos instrumentos como meros planes de repoblación en lugar de una política forestal integral.

De hecho, el titular mediático de estos planes se refería a las repoblaciones forestales, incluso los principales partidos políticos incluían en sus programas electorales la plantación de árboles, así referidos en términos de unidades de árboles en vez de hectáreas de superficie repoblada, que se solía traducir a su equivalencia en campos de fútbol como medida generalizada para el mejor entendimiento popular. Al parecer, las promesas sobre el número de árboles plantados y su correspondencia por habitante resultaban políticamente rentables.

A partir de mediados de la década de los años 90, en la primera evaluación de los acuerdos mundiales sobre medio ambiente y desarrollo sostenible (Conferencia sobre la Tierra "Río +5" 1997), es cuando se instauraron los Programas Forestales Nacionales (PFN) como instrumentos de planificación estratégica de las políticas forestales, con nuevos contenidos y procedimientos conforme a los compromisos y requerimientos internacionales surgidos en atención a las demandas y tendencias emergentes. En España se incorporaron, en parte, en la Estrategia Forestal Española de 1999.

En consecuencia, tales requisitos fueron trasladados al ordenamiento de la Unión Europea (Programa COST E19 para la formulación de Planes Forestales Nacionales, PFN 2000) y adoptados en primera instancia por el Plan Forestal Español y después por los sucesivos planes forestales autonómicos o sus revisiones que se han venido formulando o aprobando durante este siglo XXI en las distintas comunidades autónomas.

El Plan Forestal Español, del que todavía no se ha formulado su revisión prevista en la ley para no más allá de 10 años (2013), respondía al patrón común de aquellos planes forestales autonómicos articulados en bloques de programas sobre conservación, restauración, mantenimiento y mejora o defensa del monte, entre otras medidas horizontales y administrativas o iniciativas legislativas.

En la actualidad, los planes forestales autonómicos formulados en el presente siglo XXI, responden a una estructura programática similar, donde las repoblaciones forestales ya no son las protagonistas, que adoptan contenidos y fines adaptados a los compromisos y requerimientos de las demandas y tendencias emergentes en el nuevo contexto internacional de política forestal. Aunque existen variaciones de concepto, enfoque y contenido de los nuevos planes forestales autonómicos revisados, los últimos planes formulados, como el Plan Forestal de Baleares (2014) o las revisiones del Plan Forestal de Cataluña (2015) o de Galicia (2017), tienden a configurarse convergiendo en una estructura similar articulada en cinco ejes de actuación: (i) conservación de la biodiversidad y el patrimonio natural y otros servicios ambientales, (ii) prevención, protección y defensa ante riesgos naturales y ambientales o antrópicos, que engloba cuatro líneas de actuación: cambio climático, riesgos erosivos e hidrológicos / lucha contra la desertificación, además de riesgos fitosanitarios e incendios forestales, (iii) movilización de los recursos

forestales, bioeconomía (empleo y economía verde) y reactivación del sector forestal, (iv) conocimiento y cultura forestal, (v) gobernanza y administración forestal.

Estos ejes agrupan cada uno líneas de acción, directrices, estrategias y planes o programas temáticos afines. De esta manera, en los últimos planes forestales autonómicos revisados aparecen líneas de acción, planes o programas de restauración ecológica de ecosistemas forestales próximos a la dinámica natural, o de riberas como corredores ecológicos y de biodiversidad incluidos en el eje 1º de intervención relativo a la conservación de la biodiversidad y el patrimonio natural; o bien planes de actuaciones prioritarias de restauración hidrológico forestal del 2º eje en determinadas zonas degradadas con riesgos erosivos y/o hidrológicos, o bien actuaciones de emergencia protectora o restauradoras en zonas incendiadas y repoblaciones con fines productoras en eje 3º.

En definitiva, en los planes forestales autonómicos actuales las necesidades de repoblación forestal hacen referencia a actuaciones muy específicas, localizadas y particularizadas como instrumento transversal que son de los diferentes ejes de actuación: actuaciones prioritarias de restauración hidrológico forestal de zonas áridas, degradadas o quemadas, estabilización y recuperación de márgenes de riberas, fijación de dunas, restauración ecológica de ciertos ecosistemas y especies singulares, pasillos y filtros verdes, recuperación de áreas afectadas por explotaciones de áridos en canteras, minas o vertidos, densificación de dehesas y montes abiertos, reforestación de tierras agrarias y otras repoblaciones forestales con distintos fines productivos (plantaciones y cultivos energéticos o productores de madera con especies de crecimiento rápido o de madera noble de calidad y productoras de fruto), plantaciones con fines recreativos o de bosques periurbanos y hasta plantaciones auxiliares para la ganadería o la caza, de alineaciones o estabilizaciones de taludes en vías de comunicación, o alineaciones y pantallas cortavientos, visuales o acústicas, entre otras.

Como se ha podido observar en apartados anteriores, la necesidad de repoblación forestal ya no es tan acuciante como en la primera mitad del siglo XX, y durante la segunda mitad del pasado siglo el avance progresivo del bosque y de la superficie forestal fue en paralelo al ritmo repoblador con la ayuda de la regeneración espontánea y la forestación de tierras agrarias marginales o abandonadas, ritmo que se ha reducido a la mitad en lo que se lleva del presente siglo XXI, como también ha disminuido la expansión del bosque y de la superficie forestal en España.

También conviene recordar que la disminución del ritmo repoblador, que se ha confiado ya en su mayor parte a la iniciativa privada, una vez que la cofinanciación con fondos europeos y estatales se ha reducido considerablemente, sobre todo con la crisis económica, lo que deja al descubierto a las comunidades autónomas que han rebajado su voluntad o su necesidad repobladora, bien porque no asignan fondos que no sean cofinanciados con la Unión Europea y el Estado Español, o bien porque creen que ya no son tan necesarias, o por ambas razones a la vez.

Quizá la superación de la crisis económica conlleve la reanudación de fondos europeos y sobre todo estatales que sean propicios para repoblaciones forestales, dado que el marco normativo, administrativo e instrumental existente es el adecuado para ello, especialmente

en materia de restauración hidrológica forestal, ya que desde el Texto Refundido de la Ley de Aguas, aprobado por Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, en su artículo 42.h, se establece que los planes hidrológicos de cuenca deberán contener los Planes Hidrológico-Forestales y de Conservación de Suelos que hayan de ser realizados por la Administración, incluyendo las inversiones previstas para ello.

Con este marco normativo e instrumental favorable para la coordinación entre la Administración hidráulica y la forestal en materia de actuaciones de restauración hidrológico-forestal, en la actualidad, si se añaden las asignaciones presupuestarias necesarias, se dispone de bases suficientes para una acción conjunta en la gestión de las actuaciones en esta materia, puesto que, si bien la actuación de los Organismos de cuenca en materia hidrológico-forestal se circunscribe al Dominio Público Hidráulico, las actuaciones necesarias en el resto del territorio de las respectivas cuencas deben abordarse de forma conjunta y coordinada con las Administraciones forestales competentes, tanto en el ámbito estatal como sobre todo en el ámbito autonómico.

En todo caso, la elección de zonas prioritarias o susceptibles para la repoblación forestal es una cuestión de ordenación del territorio en general, y de ordenación agrohidrológica de los usos agrarios del suelo o de restauración ecológica, en particular, que entra en el marco de la planificación estratégica de las repoblaciones forestales en el territorio, en función de diferentes factores y parámetros, según distintos objetivos, necesidades, capacidades y circunstancias.

2. Criterios selectivos para planificar la repoblación forestal en el territorio

La planificación estratégica de las repoblaciones forestales en el marco de la ordenación del territorio trata de analizar, antes de decidir el modo de ejecución de una repoblación forestal, los motivos y objetivos que la justifican en un lugar, es decir, trata de responder a las preguntas de por qué, dónde y para qué hay que repoblar. Esta planificación considera casi los mismos factores del medio físico, biótico y socioeconómico que condicionan un proyecto concreto de repoblación forestal pero contemplados desde una perspectiva más amplia, a una escala superior de planificación y con el mismo objetivo de procurar la ordenación y gestión sostenible de cuatro recursos naturales esenciales: suelo, agua, vegetación y fauna.

En consecuencia, se consideran criterios fisiográficos que delimitan los terrenos de vocación forestal contemplados en el marco de la ordenación agrohidrológica de los usos agrarios del suelo, agrícolas, ganaderos o forestales; o criterios bioclimáticos que condicionan la elección de especies y los métodos de repoblación, así como el mantenimiento de la cobertura forestal plantada para su adecuada adaptación al medio según la estación bioclimática donde se ubique.

Además, se contemplan criterios de ordenación de usos agrarios, riesgos erosivos e hidrológicos que requieren repoblaciones forestales protectoras y definen las prioridades de restauración hidrológico forestal; criterios para adoptar medidas protectoras de emergencia y restauración forestal de zonas quemadas o cortadas, así como criterios de calidad y capacidad de la estación y de productividad forestal

potencial para emprender repoblaciones forestales productoras. Finalmente, se consideran criterios ecológicos de dinámica vegetal evolutiva y de biodiversidad de comunidades vegetales para la restauración y mejora de la cubierta forestal o la recuperación de especies y hábitats forestales singulares o ecosistemas forestales degradados, y por último se tiene en cuenta la disponibilidad terrenos según el régimen de la propiedad forestal.

2.1. Planificación basada en criterios fisiográficos: terrenos de vocación forestal preferente en el marco de la ordenación agrohidrológica de los usos agrarios del suelo

Las directrices de ordenación del territorio son elaboradas por las comunidades autónomas en el marco de la legislación aplicable sobre el suelo a escala regional, y los instrumentos que se derivan son aplicables en ámbitos de decisión y escalas de planificación a nivel local. Suelen estar dirigidos principalmente al planeamiento urbanístico y, en particular, a la clasificación del suelo urbanizable y no urbanizable, sin que se suela ordenar el régimen de usos del suelo rústico.

De este modo, la asignación de usos del suelo rústico calificado como no urbanizable, se suele limitar normalmente a los tipos y materiales admisibles de construcción de infraestructuras y edificaciones. Esto significa que, en general, las directrices e instrumentos de ordenación del territorio y planeamiento urbanístico no implican con frecuencia la asignación de usos del suelo rústico no urbanizable, es decir, de los usos agrarios del suelo y destinos de la cubierta vegetal del terreno, ya sea para cultivo agrícola, o uso y aprovechamiento forestal o ganadero.

En este sentido, la utilización racional de los recursos naturales, en particular de los recursos hídricos y edáficos que condicionan la cubierta vegetal, requieren una ordenación para la adecuada distribución territorial de los usos agrarios del suelo, de manera que el cultivo agrícola y el uso o aprovechamiento ganadero o forestal sea el idóneo en función de las características fisiográficas y edáficas del terreno donde se ubique, para prevenir frente a usos agrarios insostenibles que puedan implicar la degradación o deterioro irreversible de tales recursos.

En este contexto el instrumento adecuado de planificación física para la distribución racional de usos agrarios del suelo es la ordenación agrohidrológica de cuencas, al objeto de conservar las zonas bien utilizadas (prácticas de conservación de suelos) conforme a las técnicas y normas de la agricultura, la pascicultura o la selvicultura, así como de prevenir riesgos y rehabilitar las áreas degradas mediante normas y técnicas de restauración y de corrección hidrológica forestal.

Toda ordenación agrohidrológica requiere un análisis de aquellos factores del medio físico, biótico y socioeconómico que resulten significativos para procurar la ordenación, gestión y uso sostenible del suelo, del agua y de la vegetación que sustentan los terrenos, así como un análisis de la problemática medioambiental y socioeconómica subyacente asociada al ámbito territorial correspondiente al área de influencia de la cuenca hidrológica objeto de estudio.

El análisis del medio también incluye una evaluación de riesgos erosivos e hidrológicos provocados por degradación del complejo suelo-vegetación que pueden ocasionar pérdidas de suelo y deterioro o eliminación de la cubierta vegetal, en función de lo cual se asignan los usos agrarios del suelo más convenientes, ya sean agrícolas, ganaderos o forestales, según el grado de protección que la cubierta vegetal proporcione o requiera el terreno, y se diagnostican aquellos terrenos que requieren de las prácticas de conservación de suelos que se deban adoptar y, en su caso, de las medias de restauración forestal y de corrección hidrológica que haya que aplicar.

En este sentido, la planificación estratégica de las repoblaciones forestales en el territorio se puede enfocar desde la perspectiva de la ordenación agrohidrológica de los usos agrarios del suelo, en primer lugar, basada fundamentalmente en criterios fisiográficos que son los que designan previamente la vocación preferente de los terrenos y, en particular, de aquellos cuyo destino debe ser preferentemente de uso forestal, principalmente por motivos de protección y conservación del suelo para lo que debe albergar una superficie forestal arbolada.

Así pues, con tal consideración, la distribución de los usos agrarios en el marco de la ordenación agrohidrológica para la gestión del territorio y los usos del suelo rústico depende sobre todo de la geomorfología del terreno y, en particular, de la pendiente que indica su vocación preferente y limita el uso agrícola, ganadero o forestal del suelo, según las características y el tipo de suelo y de su grado de erosionabilidad, así como de los condicionantes bioclimáticos derivados de la conjunción del clima, la fisiografía y el suelo para albergar la vegetación.

Como muestra la evolución histórica de los bosques y de la superficie forestal española, la presión humana, ganadera y agrícola, sobre el monte se ha producido desde siempre, de manera que las tierras cultivadas y los pastos fueron ocupando los terrenos forestales desde tiempos ancestrales, transformando parte de los terrenos propios de monte en un espacio pastoreado intensamente y cultivado, es decir, en un monte desarbolado que en España ha predominado sobre el bosque o monte arbolado desde hace siglos, prácticamente hasta el último cuarto del siglo XX (1985). Desde entonces se ha producido una expansión de la superficie forestal arbolada que predomina en la actualidad, ocupando hoy el bosque el doble de superficie que el monte desarbolado, ocupación que se ha venido produciendo desde el tercer tercio del siglo XX a costa de pastos y cultivos que fueron precisamente los que provocaron la perdida de terrenos de bosque durante siglos.

La transformación histórica del paisaje forestal ibérico muestra como desde la antigüedad el monte fue tradicionalmente un complemento fundamental de la economía rural pues, lejos de ser un terreno inculto apenas sin intervención humana, además del aprovechamiento de madera y leña, a menudo buena parte del monte era una auténtica prolongación del terrazgo, periódica y alternativamente pastoreado y cultivado, lo que le otorgaba así un carácter polivalente que le permitía mantener la fertilidad del terrazgo mediante un abono natural procedente del aprovechamiento del matorral desbrozado, para más tarde soportar una cabaña ganadera nutrida que luego pudiera ser esporádica y alternativamente objeto de cultivo mediante rozas o quemas. La secular costumbre tradicional de mantener parte del monte desarbolado, pastoreado y/o cultivado, con

frecuencia ha provocado conflictos de usos agrarios (agrícolas, ganaderos y forestales) que aún continúan vigentes en la actualidad y que con frecuencia han originado incendios forestales.

En este sentido, los cultivos y pastoreos deben limitarse en los terrenos de monte o de vocación forestal con pendientes acusadas adoptando medidas protectoras para la conservación del suelo. Por tanto, para un tipo de suelo dado, la pendiente se considera el principal factor limitante que determina la distribución de usos agrarios en la ordenación agrohidrológica y la gestión del territorio. A este respecto, ya en la España de los años cincuenta (García Nájera 1954, 1955) y los años sesenta (López Cadenas y Blanco 1968) del siglo pasado, ante el avance y elevada erosión del suelo en los terrenos cultivados con escasa capacidad agronómica para ello, la sección de Hidráulica Torrencial del Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias (IFIE) se planteó definir algunos criterios de adecuación de los cultivos y pastizales en el territorio, reservando las áreas más vulnerables a la erosión hídrica a la vegetación permanente de cubierta forestal, especialmente la arbolada. Conforme a las recomendaciones de la FAO, los estudios analíticos y los diferentes trabajos de investigación, como los de Aguiló (1976), estos criterios de referencia se basaron en establecer las pendientes límite del cultivo y del pastizal en relación con la erosión.

Así, establecieron los índices de protección del suelo por la vegetación relacionando las influencias del relieve y la erosionabilidad del suelo con el efecto protector de la vegetación, en base a los conceptos de pendiente crítica de inicio de la erosión (10-14%) y de pendiente crítica de arrastre (18 y 22%), intervalos variables según el tipo de suelo y su grado de erosionabilidad.

En consecuencia, para delimitar los posibles usos del suelo según estos umbrales fisiográficos de pendientes límite, los diferentes autores consideran que todos los terrenos con pendientes inferiores al comienzo de la erosión laminar no están afectados por la erosión pues no sufren excesivas pérdidas de suelo. Por tanto, los terrenos con pendiente (media) inferior al 12% se consideran de vocación y uso agrícola preferente que deben estar sujetos únicamente a buenas prácticas de cultivo y a la conservación de su capacidad agronómica y de su productividad (figura 6.2).

Los expertos consideran que terrenos con pendiente por encima del 12% (inicio erosión) serían ya de vocación forestal aunque susceptibles de usos agrosilvopastorales, es decir, que podrían dedicarse a usos agrícolas, ganaderos o forestales, o a la combinación de algunos de ellos. No obstante, los terrenos comprendidos entre la pendiente media de iniciación de la erosión (12%) y la de arrastre (20%), aunque mantienen la potencialidad agrícola y ganadera y son de mayor productividad forestal relativa, son, sin embargo, de más baja capacidad agroclimática, tienen más reducida capacidad de retención de agua y nutrientes y son más susceptibles de erosionarse y perder suelo, por lo que si se destinasen al cultivo agrícola deberían someterse a prácticas moderadas de conservación de suelos (caballones o bancales) para evitar pérdidas excesivas.

Los terrenos con pendientes comprendidas entre el 20 y el 30% donde ya puede comenzar el arrastre del suelo, si se dedican al cultivo agrícola se deben laborear en sentido de las curvas

de nivel, no siendo recomendables la labores en la línea de la máxima pendiente, y deben implementar prácticas de conservación de suelos más efectivas (bancales, terrazas) para aumentar la capacidad de retención de agua y nutrientes y controlar la erosión hídrica. Por tanto, se trata de terrenos de franca vocación forestal y de uso silvopastoral preferente que pueden combinar aprovechamientos forestales y ganaderos de pastos (uso silvopastoral), siempre que la carga ganadera no supere la capacidad productiva que tenga el suelo. Hay que tener en cuenta que sobre terrenos de monte con vegetación herbácea sometidos a pastoreo, cuando el pastizal está bien conservado, la resistencia a la erosión es sensiblemente igual, cualquiera que sea la naturaleza del suelo. El uso ganadero en pastizales bien conservados asegura una buena protección al suelo frente a la erosión hídrica hasta el 30% de pendiente, disminuyendo a partir de este valor conforme aumenta el gradiente del terreno.

En los terrenos con pendiente mayor del 30%, solo se garantiza una adecuada protección del suelo con una cobertura forestal arbolada con suficiente densidad o, en su defecto, con una cubierta de matorral denso que recubra totalmente el suelo. Se trata, por tanto, de terrenos de fuerte pendiente, de franca vocación forestal que también son de uso o destino forestal exclusivo. En estos terrenos de pendiente tan acusada se debe practicar una selvicultura más moderada que deje un remanente arbóreo y un matorral protector. Los aprovechamientos de madera en estas condiciones del terreno no deben ejecutarse mediante cortas a hecho simples, siendo preferibles las cortas en dos tiempos, siempre dejando un remanente arbóreo y una cubierta de matorral que procure la mayor protección posible al suelo. Igualmente, se debe prescindir de determinados trabajos forestales mecanizados que favorezcan la erosión. Se recomiendan las cortas por aclareo sucesivo uniforme en el que las cortas aclaratorias y la dosificación de la competencia arbórea favorecen un mayor crecimiento y desarrollo del arbolado que eleva la productividad del monte y mejora la calidad de los productos finales, además de proporcionar mayor protección al suelo.

En definitiva, la asignación de la vocación y uso preferente del suelo en función de los umbrales de pendientes críticas que delimitan el inicio y arrastre de la erosión del suelo, constituye un criterio previo utilizable en la ordenación agrohidrológica de cuencas que contribuye a designar la capacidad del suelo para admitir usos agrícolas, ganaderos o forestales en suelo rústico y a estimar la evaluación del efecto sobre el suelo que produce el ejercicio de estas actividades agrarias productivas con tales usos o aprovechamientos, así como aquellos terrenos más erosionables que deben albergar una cubierta forestal protectora, sobre todo arbolada.

Claro está que en el marco de la ordenación agrohidrológica para la gestión de los recursos suelo, agua y vegetación, además de estos umbrales fisiográficos, han de ser objeto de análisis y diagnóstico otros factores significativos del medio físico, biótico y socioeconómico, así como la problemática medioambiental y socioeconómica asociada a la cuenca hidrológica objeto de estudio como unidad territorial idónea para la ordenación y gestión sostenible del suelo, del agua y la vegetación, para poder asignar las actuaciones o actividades adecuadas en cada zona.

El empleo de un sistema de información geográfica permite aplicar un modelo cartográfico de superposición de diferentes elementos del medio cartografiados al objeto de definir

Valle del río Gállego a la altura del municipio de Biescas (Huesca)

Valle del río Jalón a la altura del municipio de Terrer (Zaragoza)

Figura 6.2. Distribución de los usos agrícola, ganadero y forestal en dos enclaves peninsulares (fotos: J Pemán).

áreas homogéneas como unidades territoriales de actuación que responden a características similares con un determinado diagnóstico que requiere una solución definida por un objetivo y una actuación determinada, evaluando la capacidad del territorio para acoger cada una de las actuaciones previstas en función de sus objetivos, así como los impactos físicos, ambientales, sociales o económicos que previsiblemente se puedan producir.

2.2. Planificación basada en criterios de protección del suelo y control del régimen hídrico: repoblaciones protectoras en el marco de la restauración hidrológica forestal

El papel de regulación del régimen hidrológico de la cobertura forestal constituye una de las múltiples funciones ambientales que todo monte desempeña de manera inherente y consustancial por su mera existencia y propia naturaleza, prestando un servicio ambiental esencial tanto para la conservación y protección del suelo, como para el suministro hídrico, reduciendo el riesgo de desarrollo de procesos erosivos de degradación y pérdida del suelo y de la cubierta vegetal, como también del riesgo de fuertes avenidas e inundaciones, más habituales y peligrosas en cuencas torrenciales.

Este papel protector tan fundamental que desempeña la vegetación forestal, y sobre todo el bosque, en la prevención y corrección de fenómenos erosivos y alteraciones del régimen hidrológico, deriva tanto de su carácter protector y creador de suelo, mejorando su estructura y estabilidad, como de sus efectos sobre la amortiguación de la escorrentía y el aumento de la infiltración y retención del agua en el suelo a disposición de las plantas, así como el control que ejerce sobre la erosión hídrica y la reducción de avenidas de caudales sólidos y líquidos en los cauces fluviales.

Este reconocimiento explícito de la importancia fundamental que tiene la vegetación forestal en la conservación de los recursos naturales, suelo y agua, que la condicionan y hacen posible su instalación, conlleva una compleja casuística de interrelaciones y mutuas dependencias o sinergias entre ellos, hasta el punto de que tanto las capacidades y posibilidades de suelo y agua propician una determinada vegetación en un lugar dado,

como también la vegetación instalada motiva la conservación y mejora de los recursos suelo y agua que la sustentan y mantienen.

El acertado concepto de hidrología forestal acuñado en España hace más de 125 años obedece a la estrecha relación intrínseca existente entre el agua y el bosque, al que se añade otro recurso natural renovable: el suelo, si bien el plazo de renovación del suelo es mucho más largo que el del agua incluso que el de la propia vegetación, hasta el punto de que su renovabilidad no pueda ser planteable a escala de la vida humana, aun solapando varias generaciones. A su vez, la relación sinérgica entre los tres recursos naturales está condicionada por el clima, la litofacies y el relieve.

En efecto, el clima influye tanto en la geomorfología como también en la propia edafogénesis; y a esta relación intrínseca entre climatología, fisiografía y edafología se une la estrecha relación existente entre el suelo y la vegetación que les hace dependientes entre sí mediante una dinámica sinérgica por la que la evolución, ya sea progresión o regresión, de uno conlleva la de la otra y viceversa; es decir, que cuando se elimina o deteriora la cubierta vegetal protectora del suelo, éste corre riesgos de erosión del terreno y degradación o pérdida de suelo; y a su vez cuando el suelo se pierde o degrada, la vegetación sufre un proceso regresivo de degradación por el que la dinámica evolutiva vegetal entra en recesión o regresión, de modo que se perjudica o impide la instalación de la vegetación anterior.

En definitiva, la falta o deterioro de la vegetación propicia el desarrollo de procesos erosivos y alteraciones del régimen hídrico elevando los riesgos erosivos e hidrológicos que, en general, dependen de ciertos factores del medio físico, como son el clima y la geografía del territorio, en concreto de la fisiografía, de la forma y funcionamiento de su red hidrográfica y de drenaje, y en particular del tipo y grado evolutivo del suelo y de la cobertura vegetal protectora, dada la dinámica sinérgica existente entre ambos, relacionada a su vez con la fisiografía, la bioclimatología, la fitosociología y la dinámica hidrológica de la zona.

Según la Dirección General de Protección Civil y Emergencias, se entiende por riesgo la probabilidad de que se desencadene un determinado fenómeno o suceso que, como consecuencia de su propia naturaleza o intensidad y la vulnerabilidad de los elementos expuestos, puede producir efectos perjudiciales en recursos y personas, o pérdidas de bienes. Los riesgos relacionados con la cobertura forestal son los fenómenos de la erosión del suelo, bajo cualquiera de sus formas más comunes, y también los fenómenos hidrológicos, que en este caso son aquellos que tienen lugar como consecuencia de las precipitaciones, lluvia y nieve, fundamentalmente, y que son recogidas por la cuenca hidrológica, que las transforma en escorrentías (superficiales o subterráneas) de diferentes formas al discurrir por los terrenos, en función del relieve, del tipo de suelo y de la vegetación que sustente.

Evidentemente, a mayor pendiente del terreno, el agua se moverá con mayor rapidez, pero también en una cuenca con un suelo profundo y cubierto de bosques las escorrentías serán menores y se concentrarán más lentamente en los cauces fluviales, haciendo que las crecidas sean menores y disminuyendo la probabilidad de que se produzcan graves

inundaciones. Paralelamente, desde luego una buena cubierta vegetal o forestal, sobre todo arbórea, protege de una forma activa y eficaz el suelo debido precisamente a la regulación que ejerce sobre las escorrentías, que son el agente desencadenante del fenómeno erosivo; y de forma directa el suelo queda protegido debido a la retención que realizan las raíces de la propia vegetación.

Por el contrario, en una cuenca deforestada y, en consecuencia, afectada seriamente por fenómenos erosivos, el suelo pierde su capacidad para regular las escorrentías que entonces se concentran súbitamente y con mayor celeridad y cuantía en los cauces, provocando crecidas e inundaciones y acelerando así mismo el proceso erosivo; de ahí la importancia del papel protector del suelo tan esencial que desempeña la cubierta forestal, sobre todo la arbórea. El cultivo y el pastoreo tradicional en terrenos propios de monte las cortas intensivas de arbolado y los incendios forestales constituyen factores de riesgo añadido a esta problemática compleja de pérdidas de suelo y riesgos de inundaciones, relacionadas con la cobertura forestal protectora (figura 6.3).

Las lluvias abundantes de elevada intensidad y agresividad pueden propiciar el desarrollo de diversos tipos de procesos erosivos y alteraciones del régimen hidrológico que entrañan riesgos considerables de inundaciones, sobre todo cuando se carece de una cubierta forestal adecuada en las laderas vertientes de las cuencas con pendientes pronunciadas. La erosión laminar y en regueros suelen ser la principal fuente de pérdidas de suelo en el territorio, especialmente el que tiene actividad agrícola, mientras que la erosión en cárcavas o barrancos y los movimientos en masa en laderas son fenómenos más frecuentes en terrenos forestales, así como la erosión en cauces está íntimamente ligada a la torrencialidad en las cuencas hidrológicas y la erosión eólica es un fenómeno más frecuentemente ligado a las costas (dunas).

El desarrollo de procesos erosivos suele ser una consecuencia de usos inadecuados del suelo por una mala gestión del territorio que propicia usos insostenibles del suelo por usos agrarios inapropiados a los terrenos que los sustentan, sobre todo cultivos y

Repoblación protectora en la cuenca del embalse de Escales en el río Noguera Ribagorzana (Huesca) (foto: J Pemán).

Ladera afectada por un incendio que presenta evidentes signos de erosión y de arrastre del suelo después de unas lluvias. Santa María del Espino (Guadalajara) (foto: R Serrada).

Figura 6.3. Efecto protector de la cubierta forestal sobre el suelo y consecuencias en su ausencia.

pastoreo en terrenos de monte, como demuestra el hecho de que en general los terrenos forestales pierdan unas 10 veces menos suelo por hectárea que los terrenos cultivados, teniendo en cuenta además que, en general, casi la totalidad de las pérdidas de suelo del territorio español se produce sobre terrenos agrícolas. Según el Mapa Nacional de Estados Erosivos (MAPAMA 2002) apenas el 12% del territorio español presentaba pérdidas graves de suelo por encima de 50 t ha^{-1} y $año^{-1}$, cuando el límite tolerable se establece en 12 t ha^{-1} $año^{-1}$, cifra que era superada por menos de la mitad (46%) de la superficie española y, además, buena parte de ella presentaba niveles de erosión nula o muy leve, con una vida útil del suelo superior a un siglo, coincidiendo casi siempre con terrenos de monte arbolado. Aunque tres cuartas partes del territorio español se clasifican como zonas áridas, semiáridas o sub-húmedas secas, vulnerables a la desertificación, tan sólo el 1% se encuentra en proceso de desertificación según el Mapa de la Condición de la Tierra 2000 – 2010, que forma parte de la evaluación y seguimiento de la desertificación en España en el marco del Plan Nacional de Actuaciones Prioritarias de Restauración Hidrológica Forestal (PNAP). El PNAP, redactado en 2001, proponía más de un millón de hectáreas con prioridad de repoblación forestal con fines protectores, la mayoría de ellos en terrenos privados, entre otras actuaciones biológicas y obras de estabilización de terrenos y corrección hidrológica forestal (tabla 6.1).

Tabla 6.1. Superficies de actuación biológica según el Plan Nacional de Actuaciones Prioritarias de Restauración Hidrológica Forestal y Lucha contra la Erosión (Fuente: Ministerio de Medio Ambiente).

Tipo de actuación	Superficie (ha)
Repoblación de monte públicos	306.288
Repoblación de montes privados	827.424
Restauración de riberas	52.546
Total repoblaciones protectoras	1.186.258
Forestación de tierras agrarias	1.077.635
Total repoblaciones forestales	2.263.893

Teniendo en cuenta que en lo que se lleva de siglo XXI se han repoblado más de 400.000 hectáreas, de las que casi 300.000 fueron forestación de tierras agrarias, se puede deducir, según la tabla 6.1, que aún quedarían por ejecutar cerca de un millón de hectáreas de repoblaciones protectoras, cifra tomada como referencia en orden de magnitud relativa.

En la nueva versión del PNAP, que está en fase se elaboración (PNAP 2017), se toma como base el Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES) para seleccionar áreas degradadas según problemáticas diversas, ya sea por motivos de elevada fragilidad y altas pérdidas de suelo por erosión, o con elevados índices de aridez, o con alto riesgo de inundaciones, o por tratarse de cuencas vertientes a embalses, o bien por sufrir alguna perturbación (viento, alud) o tratarse de zonas incendiadas o cortadas sin arbolado. A las superficies seleccionadas por su problemática en cada una de las subcuencas, la administración pública competente concederá prioridad para cofinanciar a la propiedad forestal pública, puesto que la propiedad forestal privada también puede percibir

subvenciones a la reforestación, independientemente de pretender una finalidad protectora o productiva, o ambas a la vez (ver apartado 5 del capítulo 1).

El PNAP puede servir, por tanto, como referencia para identificar, seleccionar y declarar zonas prioritarias de actuación para la protección urgente del suelo y la restauración o regeneración de la cubierta forestal en áreas forestales que hayan perdido la cobertura arbórea por alguna perturbación o se haya degradado con alto riesgo de sufrir procesos erosivos graves entrando tanto el suelo como la vegetación en un proceso de regresión que hay que revertir o corregir.

Mientras la ordenación agrohidrológica procura ante todo una asignación racional de los usos agrarios del suelo para evitar usos insostenibles del recurso suelo, del agua y de la vegetación, sin perjuicio de su protección, recuperación o corrección, la restauración hidrológico-forestal se ocupa de estos tres últimos aspectos: proteger el suelo, restaurar o mejorar la vegetación y regular o corregir las alteraciones del régimen hidrológico. Se trata, por tanto, de una herramienta fundamental para la prevención de riesgos erosivos e hidrológicos, la protección y restauración o rehabilitación de los elementos del medio (suelo y vegetación) que los evitan o reducen, y la corrección o adecuación (pendientes, cauces, etc.) de aquellos otros que los favorecen.

Así, mientras la corrección hidrológica precisa obras físicas, longitudinales o transversales, la repoblación forestal es una acción biológica (instalación de vegetación) que puede requerir operaciones físicas (estabilización o acondicionamiento del suelo) dirigidas a disminuir riesgos erosivos e hidrológicos cuando se trata de repoblaciones forestales con fines protectores. Si la unidad territorial objeto de una ordenación agrohidrológica es la cuenca a gran escala, el ámbito de un plan o proyecto de restauración hidrológico-forestal se reduce a una subcuenca o a una microcuenca donde se prevén los riesgos y se proyectan las medidas restauradoras y correctoras.

Como se ha anticipado, la necesidad y oportunidad de emprender una repoblación forestal con finalidad protectora del suelo en un lugar depende del grado de cumplimiento de la vegetación de su papel protector del suelo de la erosión hídrica o eólica y, en todo caso, requiere estudiar su estado y las causas que motivan su situación de degradación o falta de la suficiente cobertura forestal protectora.

Por tanto, la planificación estratégica de una repoblación forestal protectora, formando parte o no de un plan o proyecto de restauración hidrológico-forestal, requiere un análisis de la problemática de los recursos hídricos (avenidas e inundaciones, embalses y aprovechamientos de aguas superficiales y subterráneas o acuíferos) así como de la problemática de los recursos edáficos en materia de erosión y pérdidas de suelo, para valorar la necesidad o urgencia de una repoblación protectora según su estado erosivo e hidrológico.

2.3. Planificación basada en criterios de protección urgente del suelo. Restauración forestal de montes desprovistos de arbolado por perturbaciones naturales o antrópicas

Cuando terrenos propios de monte se ven repentinamente desprovistos de su cubierta forestal protectora por alguna perturbación de origen natural (viento, alud o fuego por

rayo) o de origen antrópico (incendios y cortas de arbolado o roturaciones), se pueden alterar las formas, los contenidos y sobre todo la sucesión de los tiempos previstos en los planes o proyectos de restauración hidrológico forestal, de manera que antes de proceder a la repoblación forestal es más urgente intervenir rápidamente para proteger el suelo, sobre todo frente a la erosión hídrica. Esta urgencia se acrecienta para tomar medidas protectoras del suelo cuanto antes, sobre todo a finales de verano, justo después de cuando suelen acontecer incendios forestales, en prevención de las lluvias otoñales inmediatas que suelen acaecer en España con gran intensidad en la cornisa cantábrica y con mayor agresividad y torrencialidad en la cuenca mediterránea y otras zonas continentales de su influencia. Cuando se trata de roturaciones o desbroces de vegetación desarbolada (matorral) para instalar cultivos o pastos, se deben ejercer prácticas de conservación de suelos sobre terrenos de vocación forestal con pendientes pronunciadas (> 12-15%).

En pleno siglo XXI, tanto los tradicionales conflictos de usos agrarios (agrícolas, ganaderos y forestales) en el monte, como el uso reiterado del fuego, todavía continúan vigentes en España, de manera que los incendios, los pastos y cultivos o los aprovechamientos de madera siguen siendo las causas más frecuentes de eliminación o modificación de la cubierta forestal arbórea, que junto con las repoblaciones productoras mediante plantaciones o cultivos forestales taladas periódicamente en turnos cortos mediante cortas a hecho en terrenos pendientes de monte que le dejan temporalmente sin su cubierta forestal protectora del suelo, provocan una alteración continua del paisaje forestal y, en consecuencia, la mayoría suelen constituir factores de riesgo significativos que originan el desarrollo de procesos erosivos que a su vez conducen a la regresión del suelo y de la propia vegetación generando alteraciones del régimen hidrológico. Por tanto, las zonas de monte arbolado quemadas o cortadas son las que de forma habitual se encuentran temporalmente desprovistas de su cubierta forestal protectora expuestas a la erosión.

2.3.1. La restauración forestal de zonas quemadas: medidas de emergencia para la protección del suelo. La eficiencia y rentabilidad de su restauración forestal.

En España vienen acaeciendo una media de cerca de 15.000 siniestros al año, incluyendo incendios forestales y conatos (superficie quemada < 1 ha), que en conjunto dejan cada año una importante superficie de monte sin su cobertura forestal, ya que el promedio anual de superficie forestal quemada en los últimos 10 años registrados (2005-2014) casi alcanza las 115.000 hectáreas expuestas a la erosión al año, de las que menos de 36.000 hectáreas se corresponden con bosques o montes que estaban arbolados, una superficie considerable con elevado riesgo de erosión del suelo cada año como para adoptar medidas protectoras y restauradoras urgentes.

Aunque la trayectoria del número de incendios en este periodo se muestra claramente descendente, las cifras en algún año se disparan como en 2005 y 2012, tal como se refleja en la tabla 6.2, tienen una amplitud tal que suponen una considerable superficie expuesta a la erosión por la pérdida repentina de su cubierta forestal. Conviene añadir que según datos provisionales en lo que va de siglo desde 2001 se ha quemado una superficie forestal en España de casi 1,85 millones de hectáreas hasta verano de 2017, con más de 255 mil fuegos.

Tabla 6.2. Número de incendios forestales registrados y superficie forestal afectada en España entre 2005 y 2014 (fuente: Estadísticas de Incendios Forestales (MAPAMA 2016)).

Año	Número de siniestros[1]	Superficie forestal total afectada (ha)	Superficie forestal arbolada afectada (ha)	Superficie forestal no arbolada afectada(ha)
2005	25492	188697,49	69396,79	119300,70
2006	16334	155344,83	71064,87	84279,96
2007	10936	86122,03	29408,86	56713,17
2008	11655	50322,09	8443,49	41878,60
2009	15643	120094,21	40402,48	79691,73
2010	11721	54769,88	10184,91	44584,97
2011	16414	102161,33	18847,52	83313,81
2012	15997	216900,23	81834,94	135065,34
2013	10797	61690,61	17704,26	43986,35
2014	9771	46721,16	9094,84	37626,32
2015	7786	111396,00	33620,56	77775,44
2016	8817	65816,69	23173,92	42642,77
2017	13752	181306,887	67417,57	113889,317
2018	7082	25695,22	4757,46	20937,76
2019	10883	83962,69	26252,32	57710,37
Promedio	14476	108282	35638	72644

[1] El número de siniestros suma el número de incendios y el de conatos (superficie quemada < 1 hectárea).

La ausencia de vegetación tras el fuego aumenta la vulnerabilidad del suelo pues, de hecho, aproximadamente el 80% de la erosión producida en el primer año tiene lugar en los seis primeros meses después de aquel (Vega *et al.* 2013) a lo que se añade la hidrofobia edáfica y la reducción de la conductividad hidráulica del suelo favoreciendo que las primeras lluvias posteriores a los incendios incrementen los caudales de la escorrentía superficial, llegando a alcanzar el 20% de la precipitación cuando lo normal es el 5% multiplicándose así la energía hídrica erosiva. Así, en zonas de matorral quemado ligeramente se han medido aumentos de escorrentía entre 1,6 y 2,1 veces Díaz-Fierros *et al.* (1990), Soto *et al.* (1993, 1994), Vega *et al.* (2005) pero esta cifra crece hasta 15 veces en el caso de un incendio en un pinar con la copa soflamada y hasta 35 veces en un fuego de copa de pinar (Vega *et al.* 1982, 1986).

La importancia y magnitud de estos riesgos ha supuesto que numerosos autores hayan realizado recientemente propuestas de priorización de las actuaciones en las superficies afectadas por los incendios, sobre todo en el caso de los grandes incendios (superficie > 500 ha) donde vaya a elaborarse un plan de actuación o gestión sobre la superficie

afectada. Como en todo proceso de planificación, previamente es preciso proceder a un análisis y diagnóstico de la situación actual y de su posible evolución y tendencia en un futuro inmediato y posterior, tanto del suelo y de la vegetación, como del impacto y los daños del fuego sobre ambos, así como una evaluación de los riesgos y efectos erosivos e hidrológicos que se deriven de la perturbación, considerando tantos aspectos forestales y ecológicos como socioeconómicos.

Normalmente estas propuestas utilizan datos sobre el régimen del fuego como la severidad o recurrencia y otros ligados a las características físicas y bióticas de la superficie afectada como la pendiente, agrupaciones vegetales afectadas, el riesgo de erosión, etc. Uno de los primeros modelos propuestos fue el de Alloza y Vallejo (2004) en el ámbito de la Comunidad Valenciana, que estimaba la fragilidad de la vegetación en relación a los incendios a partir de las características de las especies afectadas en cuanto a su velocidad de regeneración y capacidad de autosucesión y del riesgo de degradación de la superficie afectada estimado a partir de su potencial de erosión y la intensidad de la sequía. Una particularidad de este modelo es que no utiliza los datos de la severidad del incendio por lo que es una estimación a priori de la fragilidad de la vegetación. Entre los modelos desarrollados que integran los datos del régimen del fuego, sobre todo la severidad, destaca el desarrollado para Galicia (Vega *et al.* 2013; Vega 2016), donde el riesgo de erosión es valorado en función de factores relevantes como la pendiente, el porcentaje de terreno ocupado por las hojas caídas, el porcentaje de suelo quemado desnudo y el porcentaje de los niveles de severidad del fuego sobre el suelo. Existen otros modelos propuestos para diferentes incendios como son los de Robichhoud *et al.* (2003) para el *Hayman fire*, Álvarez *et al.* (2006) para Galicia o García Morote *et al.* (2015) para el de Hellín.

De esta forma, una vez establecido el diagnóstico pertinente sobre la severidad y los efectos del fuego para evaluar los daños producidos sobre el suelo y la vegetación y su posibilidad de recuperación, el proceso de planificación de la protección y restauración de una zona quemada se desarrolla en su primera etapa durante el primer año tras el incendio estableciendo cuanto antes las acciones y medidas urgentes de protección del suelo y evaluación de las posibilidades de recuperación de la vegetación eliminada o deteriorada por el fuego. Durante la segunda etapa prevista de rehabilitación, a partir del segundo año tras el incendio, se ha de proceder a la repoblación forestal donde no haya regeneración y después programando los primeros tratamientos selvícolas y culturales de mejora y dosificación de la competencia arbórea a efectuar sobre el vuelo creado mediante clareos para favorecer el adecuado crecimiento y desarrollo, salud y vitalidad de las especies forestales regeneradas y/o reforestadas, optimizando el aprovechamiento del suelo, el agua y la luz, disminuyendo a su vez la combustibilidad de la cobertura forestal instalada, asegurando así su persistencia sostenida en un estado adecuado.

En una tercera etapa se procederá a diseñar y ejecutar las obras de corrección hidrológica que procedan para paliar daños en el área de influencia de la zona quemada, así como en su caso a reparar las infraestructuras hidráulicas dañadas, incluso si la cuenca afectada presenta una fuerte torrencialidad, se pueden acometer obras de corrección y defensa de las zonas externas al área quemada, y otras actuaciones complementarias o auxiliares de las efectuadas en la primera fase.

Posteriormente, con una perspectiva temporal más amplia concebida a medio y largo plazo, se desarrollaría la fase de consolidación de la restauración forestal que se caracteriza sobre todo por mejorar la resiliencia, biodiversidad y productividad de la cobertura forestal regenerada o repoblada, así como asentar la recuperación de la composición, estructura y funcionamiento del ecosistema forestal restaurado, mejorando su calidad y asegurando su sostenibilidad. Además, la monitorización y el registro de los costes e incidencias durante y después de la aplicación de las técnicas y los tratamientos de protección y restauración forestal empleados, la evolución conjunta de la vegetación y el suelo para comprobar su progresión, o el seguimiento de la respuesta hidrológica de forma que permitan comprobar su idoneidad en relación a las características del sitio donde han sido aplicados y determinar su eficacia, contribuirán sin duda a mejorar aplicaciones futuras, además de los modelos de erosión ya existentes.

2.3.2. Prescripciones técnicas preventivas, protectoras y restauradoras para reducir riesgos erosivos por cortas intensivas de arbolado en plantaciones forestales productivas

Un caso más particular es cuando hay que actuar y tomar medidas preventivas, protectoras y restauradoras para reducir riesgos erosivos producidos por cortas intensivas que eliminan todo o gran parte del arbolado en repoblaciones o plantaciones forestales con fines productivos, como las que se producen en montes de la cornisa cantábrica poblados de especies de crecimiento rápido, ya sean foráneas de eucaliptos (*Eucalyptus* spp.) y pinos californianos (*Pinus radiata*), incluso con pinos autóctonos (*Pinus pinaster*) cuyo aprovechamiento en turnos cortos responde a un régimen de selvicultura intensiva, o en cualquier otra zona donde se deje el monte desprovisto de casi toda su cobertura forestal, expuesto el suelo a sufrir procesos erosivos severos. En efecto, en estos casos, tras las cortas de arbolado en montes de producción, casi siempre a hecho o matarrasa, queda expuesta a la erosión una considerable superficie forestal sin la protección de la cobertura arbórea, aunque sin los daños que sobre aquel puede ocasionar el fuego según sea su amplitud, intensidad y severidad; exposición que según sea la extensión del área cortada aumenta el riesgo de generar procesos erosivos y puede aumentar la escorrentía y, por tanto, también el riesgo hidrológico subsiguiente en su zona de influencia (figura 6.4).

Figura 6.4. Fincas de *Eucalyptus globulus* que, una vez cortados y en zonas de pendiente, pueden conllevar procesos de erosión, aunque la inmediata brotación de la especie reduce el riesgo (foto: J Pemán).

Este considerable aumento del riesgo erosivo-hidrológico en la superficie forestal cortada, requiere adoptar cuanto antes, tras la corta, medidas y actuaciones preventivas, protectoras, correctoras o restauradoras similares a las referidas para las zonas quemadas, tanto sobre la vegetación como sobre el suelo, incluidas las medidas y acciones de emergencia citadas anteriormente para su protección y estabilización, sobre todo en laderas de pendientes acusadas.

En este sentido sería necesario valorar la vulnerabilidad de los terrenos que pueden estar sometidos a este tipo de gestión para planificar las medidas de corrección necesarias y su urgencia. Entre estas medidas se pueden citar las acciones dirigidas a la reforestación o de ayuda a la regeneración natural, incluyendo las precauciones y medidas preventivas para la protección y preparación del suelo, el acotado de ganado al pastoreo, recepado y siembra o plantación que procuren el desarrollo de una adecuada cubierta vegetal protectora del suelo, a ser posible arbórea.

En Galicia hay buenos ejemplos de ello como el Decreto 50/2014, que regula los aprovechamientos forestales en los montes de Galicia, que establece la obligatoriedad de regenerar de forma natural o restaurar de manera artificial la cobertura forestal antes de dos años tras la corta. De esta forma, la secuencia de requisitos para la autorización de aprovechamientos podrá incluir condiciones de protección del suelo, de regeneración y o restauración de la cubierta forestal, incluso de la ordenación del vuelo creado y del propio monte mediante el correspondiente plan de ordenación de montes o instrumento equivalente de gestión forestal sostenible, ya sea un proyecto o un documento más simple según las dimensiones del monte. Arenas e Izquierdo (2016) han propuesto, incluso, un modelo de pliego de prescripciones técnicas para la ejecución conjunta de las operaciones de corta y reforestación posterior.

2.4. Planificación estratégica de repoblaciones forestales con objetivos ecológicos de conservación y mejora de la biodiversidad y de los hábitats forestales o del medio ambiente

Hasta ahora se ha venido considerando la repoblación forestal de carácter protector preferente como aquella cuya finalidad principal es la protección del suelo y la regulación del régimen hídrico, como así ha sido en la mayoría de las repoblaciones emprendidas desde la segunda mitad del siglo XX por las administraciones públicas competentes. Así, el fin primordial de aquellas repoblaciones fue recuperar terreno perdido por la cubierta forestal y su papel protector. En cualquier caso, una masa forestal creada con objetivo protector preferente, además de que no puede evitar generar biomasa, dado que en la propia esencia de la naturaleza de todo árbol está el crecer y, por lo tanto, producir madera, tampoco puede dejar de generar biodiversidad en su interior y también ir constituyendo por sí misma biotopos de flora y fauna o hábitats forestales de cría, alimentación, refugio o estancia de una variada fauna asociada a la masa forestal. Se trata de la multifuncionalidad inherente a todo ecosistema forestal que puede desempeñar varias funciones a la vez, ecológicas, económicas, sociales o culturales, cumplir diversos objetivos de la misma índole, y destinarse a usos múltiples simultáneamente, sin perjuicio de la prevalencia o preferencia de alguno de ellos sobre los demás; es el principio de convergencia multifuncional de los sistemas forestales

reconocido por la Conferencia de Naciones Unidas sobre la Cumbre de la Tierra "Río + 5" celebrada en Nueva York en 1997.

En cualquier caso, siempre habrá motivos para repoblar o implantar una cobertura forestal, arbolada o no, con objetivos ecológicos de conservación y mejora de la biodiversidad y de los hábitats forestales, incluso para la protección o mejora del medio ambiente, teniendo en cuenta que la protección del suelo y regulación del régimen hídrico, o la fijación de carbono, también se consideran prestaciones de servicios ecosistémicos - ambientales por parte de la masa forestal. Así pues, también, se plantean repoblaciones forestales para la restauración o mejora ecológica de ciertos ecosistemas, hábitats y especies de interés ecológico o natural, para la creación o adecuación de corredores ecológicos, o la plantación de filtros verdes, la recuperación de áreas afectadas por explotaciones de áridos en canteras, minas o vertidos, la densificación de dehesas y montes abiertos, incluso para la protección eólica de cultivos, viviendas o instalaciones.

Además de repoblaciones forestales con objetivos protectores o de conservación también se contemplan con fines recreativos en bosques periurbanos y hasta plantaciones auxiliares para la ganadería o la caza, de alineaciones o estabilizaciones de taludes en vías de comunicación, o pantallas cortavientos, visuales o acústicas, entre otras repoblaciones forestales específicas; en ese sentido, también se puede hablar de la multifuncionalidad de las repoblaciones forestales.

En este contexto multifuncional de todo ecosistema forestal y de cualquier repoblación, no es conveniente plantearse una repoblación para una sola finalidad, sino más bien una repoblación forestal multiobjetivo que puede o no tener un objetivo preferente, el cual no debe impedir el cumplimiento de otros múltiples objetivos a la vez; eso sí, este planteamiento multicriterio requiere la ordenación territorial o espacial de las repoblaciones y de la gestión forestal, de forma que se zonifique el espacio y se establezcan unas prioridades por zonas y en cada una de ellas un régimen de usos y actividades preferentes o subordinados, compatibles o incompatibles con el objetivo principal, más o menos limitados o restringidos, según cuándo, cómo y dónde. En la parte de casos prácticos de esta publicación se ilustran muchos de los comentados anteriormente.

2.4.1. La repoblación forestal como punto de partida para la restauración de un ecosistema forestal: planificación de la restauración ecológico-forestal a largo plazo

La repoblación forestal y la selvicultura, en general, como disciplinas y conjunto de técnicas utilizadas para introducir y favorecer el desarrollo de una vegetación forestal adecuada en un espacio degradado, procurando su conservación, mejora y autónoma persistencia, son herramientas utilísimas de la restauración ecológica, que hoy en día ha formado un cuerpo disciplinar propio conocido como ecología de la restauración.

En su sentido más amplio, como ya se ha comentado en el capítulo 1, se entiende por restauración ecológica el proceso de favorecer el restablecimiento de un ecosistema que ha sido dañado, degradado o destruido (SER 2004). Así, WWF entiende la restauración desde el punto de vista ecológico como el proceso de ayudar a la naturaleza al restablecimiento del ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido. Se considera que un ecosistema se ha restablecido, y por ende restaurado, cuando contenga suficientes recursos bióticos y

abióticos que le permitan continuar su desarrollo sin necesidad de futuras intervenciones, pueda mantenerse estructural y funcionalmente, demuestre ser resiliente a los rangos normales de estreses y perturbaciones ambientales, e interactúe con los ecosistemas contiguos en términos de flujos bióticos y abióticos (SER 2004). Este concepto coincide plenamente con el lema que persiguieron las antiguas repoblaciones forestales del siglo XIX y principios del XX de ayudar a la naturaleza sin enmendarla, encuadrada en un selvicultura más naturalista según las palabras de Luis Ceballos (Ceballos 1959).

Toda restauración implica en cierto modo una vuelta al origen, de manera que en el ámbito de la restauración ecológica, se habla del ecosistema de referencia como modelo originario para la planificación y posterior evaluación de los proyectos de restauración del ecosistema (Pickett y Parker 1994). Su descripción es, hoy en día, uno de los temas de mayor debate, ya que a partir del ecosistema de referencia actual debería inferirse cuál era su situación en sus primeras etapas de desarrollo y cual serían sus características si se eliminan todos los impactos negativos que la influencia del hombre haya podido ocasionar en el tiempo (SER 2004).

2.4.2. El punto de referencia de la restauración ecológica forestal: mirar al pasado o hacia el futuro, el mito del bosque primigenio y la utopía de la vegetación potencial

Determinar el ecosistema de referencia en el que se fundamenta la restauración ecológica plantea una serie de cuestiones, como ¿cuál ha de ser la referencia temporal de una restauración ecológica? ¿hacia dónde se debe dirigir en el tiempo? ¿hacia el pasado o el futuro? Antes se ha mencionado que una restauración implica una vuelta al origen, pero entonces ¿cuál sería su estado original de pre-degradación? y ¿cuándo se sitúa ese supuesto origen? ¿hace 10, 100 o mil años? teniendo en cuenta que algunos ecosistemas son como son actualmente porque fueron degradados hace 100, 500 ó 1000 años, incluso seguramente entonces fueron como fueron porque anteriormente hace más de 10 mil años también fueron alterados por humanos y así se podría regresar hasta el neolítico al menos.

Así mismo, en el caso de una repoblación forestal, entendida como el punto de partida de la restauración de un ecosistema forestal que se ha degradado o destruido, ¿hasta cuándo se sitúa la referencia original? ¿se pretende restaurar el bosque primigenio? pero ¿cuál era ese bosque y en qué época geológica conviene situarlo? ya en la era humana ¿en el neolítico o el paleolítico? En cualquier caso, aunque se localizara la referencia original en algún tiempo del pasado, tanto un bosque como otro ecosistema degradado, destruido o eliminado, seguramente nunca podrá volver a ser como antes, incluso habrán desaparecido especies animales o vegetales y aparecido otras, alterando ciclos vitales y funciones ecosistémicas que quizá puedan recuperarse algunas de ellas y parte de las estructuras biológicas, pero tampoco se puede obviar que todo ecosistema degradado tiene nuevos condicionantes físico-químicos y ambientales, tanto locales como regionales, e incluso globales: así que una vez deteriorado será difícil recuperarlo tal como fue. De este modo, plantear que un ecosistema restaurado volverá a su estado original no parece tener sentido, ya que resulta imposible recuperar un ecosistema prístino o un bosque primigenio (Hildebrand *et al.* 2005). Según estos autores, los ecosistemas o bosques originarios constituyen uno de los mitos que se han integrado en el ámbito de la restauración

ecológica incluso en la restauración o repoblación forestal, en donde también se han instalado determinados dogmas amparados por ciertas doctrinas de dudosa rigurosidad, o más bien algo alejadas de la realidad.

Así, se han venido imponiendo teorías que proyectan una visión determinista de los ecosistemas por la cual todo ecosistema va a ir superando etapas de madurez hasta llegar a un momento clímax o punto final estable. No obstante, esta visión lineal de la sucesión hacia un punto final tan predeterminado se ha demostrado que no es cierta, pues un ecosistema puede tener muchos estados meta estables, incluso con las mismas especies; por tanto, no tiene tanto sentido plantear la restauración ecológica como acelerar la sucesión natural para llegar a un punto final.

En el marco de la restauración forestal, este argumento enlaza con la idea de la vegetación potencial como meta de referencia, incluso hay quien define la restauración de ecosistemas forestales como el medio o la técnica de acelerar la dinámica evolutiva vegetal para propiciar la sucesión de especies o formaciones vegetales de mayor madurez. Desde luego, esta proyección puede ser una referencia útil, siempre y cuando no se manipule con postulados más cercanos a la ideología que a la biología, a la creencia que a la ciencia, incluso a la política que a la técnica. En esta tesitura se sitúa la escuela de la fitosociología sucesionista trasladada al contexto español, en primaria instancia por el botánico Rivas Goday que afirmaba (1947) que esta nueva ciencia iba a significar una revolución botánica, y después por las series de vegetación potencial que instauró su hijo, heredero de aquellos planteamientos; ambos tuvieron una causa y un fin común: la discriminación de los pinos autóctonos de la península ibérica.

Por aquella época el ingeniero de montes Luis Ceballos, que había sido coautor junto con Joaquín Ximénez de Embún del primer Plan General de Repoblación Forestal de España, redactado en 1938, dispuso 17 series de progresión vegetal en las que los pinos ibéricos no eran tan discriminados; si bien 12 de aquellas series estaban encabezadas por frondosas (*Quercus, Fagus* o *Castanea*) y las demás por abetos o pinos (*Pinus canariensis*, *P. sylvestris* y *P. uncinata*), mientras el resto de pinos ibéricos autóctonos mediterráneos y continentales (*Pinus pinaster, P. pinea, P. nigra* y *P. halepensis*) aparecen como especies subclimácicas desempeñando una etapa de pinares previa a la clímax de colonización arbórea de matorrales heliófilos. El propio Luis Ceballos en 1951 opinaba que la fitosociología, desde sus orígenes, había tenido vocación de ciencia teórica, señalando la pobreza o total ausencia de conclusiones prácticas de aquellos estudios fitosociológicos, y socarronamente comentaba que, pese a la admiración del lector interesado por la enorme cantidad de trabajo acumulado sobre dicha materia, es innegable que mucho de lo que hay publicado sobre tales temas queda reducido a verdaderos alardes de glosología y de liturgia, sin más finalidad, al parecer, que la de prestigiar la ciencia a base de incomprensión por los profanos (Ceballos y Ortuño 1951). Tiempo después prefirió la realidad a la ficción para elaborar el primer Mapa Forestal de España en 1966, siendo catedrático de botánica de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de Madrid.

Rivas Goday plasmó aquel molde complejo de asociaciones vegetales en el primer Mapa Fitosociológico de la Península Ibérica (Rivas Goday 1966, en Saiz-Ollero *et al.* 2010) en donde ensayó una nueva metodología de sucesión vegetal cuyo resultado

fue la exclusión generalizada de los pinares de la vegetación peninsular, sobre todo de los citados pinos ibéricos autóctonos mediterráneos y continentales de llanura y media montaña (*Pinus pinaster, P. pinea, P. nigra* y *P. halepensis*), si bien exceptuando los de alta montaña (*Pinus sylvestris* y *P. uncinata*) que venían ocupando su lugar o habitación natural (Laguna 1883) desde hace milenios.

En esa misma línea excluidora de las especies de pino, ya en aquella época, Rivas Martínez en su Estudio de la Vegetación y Flora de las Sierras de Guadarrama y Gredos (Rivas-Martínez 1964) planteó el concepto basado en la suposición de que la presencia de los pinos casi siempre era resultado de hipotéticas repoblaciones antiguas cuyo empleo era casi siempre inadecuado o regresivo desde un punto de vista biológico, brotando así aquella semilla de la pinofobia, como una epidemia bien orquestada que tras terminar la dictadura del régimen franquista se fue extendiendo durante la transición democrática y asumida por la docencia universitaria de la biología y ecología o forestal, hasta partidos políticos y la sociedad.

Bien es verdad que los pinos, debido a su proverbial facilidad de colonización y adaptación a la frugalidad de terrenos degradados, fueron empleados masivamente en aquellas antiguas repoblaciones para recuperar terreno perdido durante milenios hasta entonces por los bosques, a costa de matorrales favorecidos por el fuego (piroclimácicos) de la mano del hombre, con un carácter serial como eran muchos jarales (*Cistus* spp.), tojares (*Ulex* spp.), incluso algunas comunidades de brezos (*Erica* spp.) o agrupaciones de labiadas como romerales, tomillares o salviares que dificultaban la instalación de comunidades arbóreas de mayor madurez. El empleo de los pinos ibéricos colonizadores para asegurar el arraigo del arbolado en aquellas repoblaciones forestales antiguas fue justificado por los autores del primer Plan General de Repoblación Forestal de España (Ximénez de Embún y Ceballos 1939) que lo explicaban de esta forma tan didáctica: "Sería una insensatez, por ejemplo, si pretendiéramos reinstalar un hayedo sobre las ralas praderas de *Nardus estricta*, o el encinar sobre las terrizas laderas de un espartizal; si ansiamos, ante todo, la rápida instalación de una cubierta arbórea, demos paso a los pinos, *P. sylvestris* y *P. halepensis*, que en su día podrán servir de antesala al haya y a la encina, respectivamente. Precipitarse en poner lo mejor haría fracasar lo repoblado".

Al fin y al cabo se trataba de reconquistar el bosque imitando a la naturaleza sin enmendarla, facilitando su labor con el ingenio humano: si el hombre lo facilitase, los pinos podrían colonizar los dominios actuales de los jarales que según manifestaban los autores eran hijos del incendio, debiéndose atribuir la extensión actual de sus dominios a las rozas abusivas con el fin de ganar terrenos de pastos, dado que el fin primordial de aquellas repoblaciones forestales sin duda era devolver el terreno perdido secularmente por los bosques ibéricos.

No obstante, la labor repobladora no acabaría sin prolongarse con una adecuada selvicultura, como explicaba Luis Ceballos: "Podemos seguir empleando pinos para reconquistar terrenos para el monte, pero no nos empeñemos los forestales en enmendar la plana a la naturaleza pues una vez que los pinos cumplieron su insustituible labor colonizadora y repobladora, vayamos abriendo paso a las frondosas en muchos de nuestros pinares que ya lo llevan demandando desde hace tiempo, porque si no antes o

después las plagas y, sobre todo, los incendios se encargarán de ello". En efecto, hoy se comprueba como el fuego actúa en el monte abandonado.

Aquellas proféticas palabras del ilustre profesor de botánica pronunciadas en Ávila en 1938 en plena guerra civil española, fueron completadas años después por otro ilustre forestal (Montero de Burgos 1987): "El error de aquellas repoblaciones forestales no fueron ni las especies elegidas ni los métodos utilizados, sino más bien considerarlas un fin en sí mismas, en lugar de la creación inicial de un bosque donde no lo había, que debió proseguir aplicando una selvicultura inteligente que le condujese a formaciones vegetales progresivamente cada vez más maduras y diversas, preguntándose: Si la Naturaleza desde siempre empleó los pinos para colonizar y crear suelo y bosque de mayor nivel evolutivo vegetal, ¿por qué algunos se oponen hoy a que lo hagamos los forestales imitando los procesos naturales?"

Y es que en aquella época de la transición democrática el autor del Mapa de las Series de Vegetación de España (Rivas-Martínez 1987) llegaba a manifestar como dudosa la viabilidad de los pinos en gran número de localidades, pese a que no fueran producto de una repoblación forestal sino que hubieran estado cubiertas espontáneamente desde antiguo por pinares. El mapa se basaba en una metodología fitosociológica que interpreta a su manera la dinámica evolutiva de la sucesión vegetal según la doctrina de la escuela sigmatista de Braun Blanquet (1979). Se trata de una interpretación «escolástica» de los paisajes vegetales apoyada en la descriptiva fitosociológica y basada en el concepto de clímax o vegetación potencial considerado como un estadio potencial que se alcanzaría en unas condiciones ideales hipotéticas de la estación donde se ubican, suponiendo ausencia de agresiones por causas extrínsecas a la comunidad vegetal mediante un modelo, más bien rígido que dinámico, en el que se representan las cabeceras de las diferentes series de matorral, interpretadas como vegetación potencial.

Este criterio discriminatorio se aplicaba a pinares de los que no había noticias de que hubieran sido repoblados donde hoy se ubican, aunque existan evidencias históricas, toponímicas o etimológicas de su presencia ancestral, como sucede en los Pinares del Tiétar cuyo nombre procede del término "teida" utilizado para designar a los pinos en dialecto bereber que también dio origen al Teide tinerfeño (los guanches pertenecían al sustrato étnico bereber), donde abundaban y aún persisten los pinares naturales de pino canario (Ruiz de la Torre 2006).

Esta interpretación se adoptó fielmente sin cuestionarla en muchos estudios florísticos, cuya doctrina fue asumida por gran parte de la comunidad botánica biológica, incluso parte de la forestal, transmitiéndose a otros ámbitos sociales y políticos, llegando a considerar a los pinos como si fueran antinaturales, cuando desde una perspectiva biológica ningún ser vivo puede ser antinatural, pues cualquiera que vaya contra la naturaleza simplemente no podría sobrevivir.

Afortunadamente, ya desde la última década del siglo XX, esta interpretación comenzó a ser seriamente contestada por biólogos y forestales del ámbito universitario, docente y profesional, como son los trabajos de Alía *et al.* (1996) y Prada *et al.* (1997) que llaman la atención sobre la importancia filogenética y resaltando la significación histórica y

ecológica de los pinares ibéricos considerados autóctonos en la península. Este error generalizado fue claramente reconocido después por otros botánicos de prestigio (Alcalde *et al.* 2006). Más recientemente han aparecido comunicaciones aún más contundentes que ponen en duda y discuten estos planteamientos a la luz de datos paleogeográficos y palinológicos. Estos autores (Sainz Ollero *et al.* 2010), han elaborado un Mapa de Sistemas Forestales más realista en función de las especies dominantes y un Mapa de Paisajes Vegetales Potenciales que concibe los paisajes como conjuntos integrados de comunidades vegetales, y que consideran imprescindible para superar las limitaciones y errores del conocido mapa de las series de vegetación potencial de Rivas Martínez que ignoraba a los pinos ibéricos. Según los referidos autores estas limitaciones o errores de aquel mapa son principalmente que no reconoce pinares mediterráneos ni maquias mediterráneas termófilas sublitorales, y concede demasiado peso a las especies dominantes elegidas como cabeceras de las series, como tampoco acepta series mixtas o paisajes caracterizados por mosaicos complejos de diferentes tipos de vegetación, de manera que en cierta medida está superado por la realidad y los acontecimientos. De hecho, el propio autor en 2005, en su discurso de investidura como Doctor Honoris Causa por la Universidad de León, ya reconoce tácitamente buena parte de estas limitaciones (Rivas Martínez 2006) al proponer 230 series de vegetación para la Península Ibérica e islas Baleares (88 en la región eurosiberiana y 142 en la mediterránea) frente a las 108 (43 eurosiberianas y 65 mediterráneas) que había en el mapa de 1987. Propone 126 nuevas series para la Península (incremento del 213%) y 46 para Canarias (anteriormente había 5), entre ellas incluye numerosas series para los pinares mediterráneos, manteniendo todavía algunas reticencias sobre estos pinos, aunque todos ellos cuentan con alguna serie, excepto el pino piñonero (*Pinus pinea*) que no encabeza ninguna.

El reconocimiento de los errores ha llegado casi veinte años después, durante los que los pinares habían sido denostados por la opinión pública en casi todos sus ámbitos y estamentos; se admite que el anterior mapa de series de 1987 resulta un modelo discutible basado en una interpretación más intuitiva que realista, que prescinde de la vegetación real sin considerar sus antecedentes históricos fehacientes: se basa más en una imaginativa creencia que en la evidencia y la ciencia.

Efectivamente, esta discusión científica favoreció avances de la paleofitogeografía en España, y en especial, el análisis polínico y el estudio de maderas fósiles (Alcalde *et al.* 2006), que han puesto en entredicho estas interpretaciones fitosociológicas de las vegetaciones potenciales (Carrión y Fernández 2009), en especial la interpretación que excluye sistemáticamente a los pinares ibéricos autóctonos de las series de vegetación potencial, ignorándolos o, si acaso, otorgándolos un papel secundario como etapas sustitutivas o regresivas en algunas ocasiones.

Sin embargo, aún hoy en día continua el error presente en distintos estamentos habiendo convencido a numerosos científicos y técnicos forestales, biólogos, naturalistas y ecologistas, impregnando hasta a políticos, medios de comunicación y a la propia opinión pública, aunque hoy nos parezca incomprensible su amplia expansión.

En este sentido, Martí Boada, profesor de Ciencias Ambientales de la Universidad Autónoma de Barcelona y premio Global 500 de ecología en 1997 de la ONU, denunciaba a finales

del siglo XX: “Son muy poco solventes las afirmaciones sostenidas por colegas ecologistas, que no ecólogos, y en libros para escolares urbanos sobre especies forestales como los pinos ibéricos….Es que va a haber que coger a cada árbol y preguntarle ¿cuántos años llevas en España y de dónde eres? Esto del autoctonismo forestal no es más que una postura reaccionaria propia de conservacionistas neoburgueses” (Diario El País, 12 de enero de 1997).

Esta especie de xenofobia vegetal arbórea (dendrofobia) se extiende a otras especies forestales exóticas como los eucaliptos, introducidos a principios del siglo pasado como materia prima de la industria papelera, consumando así otra discriminación y agravio comparativo respecto a otras especies agrícolas cultivadas, como la patata, el maíz o el pimiento, traídos del nuevo continente tras el descubrimiento de América, que fueron introducidas para abastecer la industria agroalimentaria.

2.4.3. Planificación estratégica de repoblaciones forestales y restauración ecológica con criterios de dinámica evolutiva vegetal, madurez y diversidad de comunidades vegetales

Cuando se trata de la planificación de una repoblación forestal, y con mayor motivo, si se pretende proyectar en el tiempo una restauración a largo plazo de un ecosistema forestal, su mejora y persistencia sostenida mediante una gestión forestal sostenible de la cubierta forestal creada (selvicultura), ordenada en el tiempo y el espacio, no se puede prescindir de la dinámica evolutiva ni de la sucesión vegetal de especies herbáceas, de matorral, arbustivas y arbóreas que van aumentando el grado de madurez del bosque según se van sucediendo.

Como se ha mencionado, Luis Ceballos proporcionó un esquema de restauración forestal basado en la dinámica evolutiva y la sucesión vegetal según unas series de progresión de la vegetación propuestas por el autor para la península ibérica. En principio, el esquema de restauración forestal responde a un proceso evolutivo de la vegetación que comienza desde el desierto inicial y progresa hasta las formaciones arbóreas más densas y evolucionadas que el autor identifica con el óptimo natural. Con esta referencia genérica, Ceballos adaptó un esquema de restauración forestal para zonas húmedas o subhúmedas (figura 6.5), escalonado en 8 etapas de dinámica evolutiva de sucesión y progresión vegetal que comienza en terrenos desérticos de suelos esqueléticos, continúa sobre suelos colonizados por herbáceas, y prosigue con matorrales, primero regresivos de escasa cobertura del suelo y luego progresivos con mayor densidad en un estado más evolucionado y suelo cubierto, para progresar hacia formaciones arbóreas. La dinámica evolutiva de sucesión vegetal hacia la constitución de formaciones arbóreas, es decir bosques, comienza por la etapa de pinares como especies subclimácicas que procuran una primera colonización arbórea que facilita la incorporación de frondosas, en primera instancia como subpiso bajo pinares y después como estrato arbóreo dominante de frondosas con subpiso de pinares, que dan paso a frondosas preclimácicas que pueden constituir un óptimo forestal de frondosas que a su vez induciría al óptimo natural de mezclas de especies de frondosas.

En esencia, la dinámica evolutiva de sucesión y progresión o regresión vegetal propuesta por Ceballos indica que la mayoría de los procesos evolutivos culminan en un óptimo natural de frondosas, considerando a las coníferas, y particularmente a los pinos como etapas previas, salvo a los abetos en zonas altas pirenaicas o cantábricas, o los enclaves

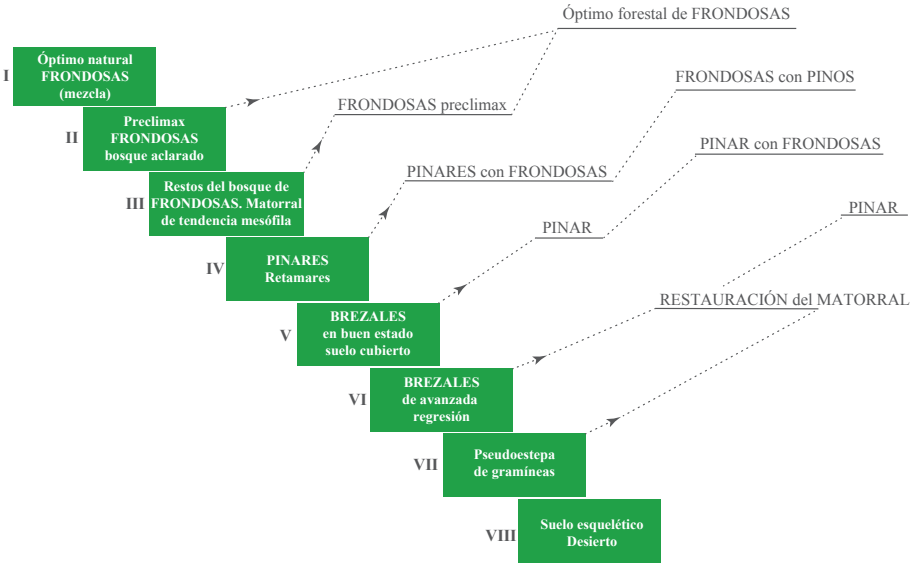


Figura 6.5. Serie de progresión vegetal en zonas ibéricas de influencia atlántica, húmedas o subhúmedas (Ceballos 1947).

de pinsapos de las sierras entre Cádiz y Málaga con elevada pluviometría (vertical y horizontal), o los pinos (*Pinus uncinata*) climácicos en zonas de altitud elevada próximas al piso oromediterráneo, así como el pino autóctono de Canarias (*Pinus canariensis*) donde constituye formaciones estables climácicas.

A diferencia de las series de vegetación potencial de Rivas Martínez que discriminaron a los pinos, no sólo de la clímax como óptimo natural sino también de la etapas seriales de sucesión, y, por tanto, de progresión de la dinámica vegetal, las series de evolución climácica de Ceballos no excluyen a los pinos, aunque salvo las excepciones citadas, se les consideren etapas seriales subclimácicas en la secuencia cronológica de la sucesión vegetal, ya sea progresiva o regresiva.

En este contexto y en el ámbito de la restauración forestal, se plantea la discusión entre el óptimo natural y el óptimo forestal (Montero de Burgos 1987) que generalmente persigue la consecución de un ecosistema de mayor productividad y efectividad para la restauración forestal en terrenos degradados, sobre todo en zonas del ámbito de influencia mediterránea.

En efecto, además de los dos pinos climácicos (*P. uncinata* y *P. canariensis*) cuyas formaciones pueden constituir un óptimo natural, según consideró Ceballos, los demás pinos no siempre son subclimácicos o seriales ya que el pino silvestre y el pino laricio o el pino negral (ej. pinares del Tiétar) pueden formar masas forestales estables de tipo climácico en terrenos pendientes o sobre suelos más o menos frugales en estaciones con periodos estivales de sequía más o menos amplios con mayor facilidad de instalación que las quercíneas y otras frondosas más exigentes.

Del mismo modo, en zonas secas o semiáridas de influencia mediterránea cuya aridez provoca estrés hídrico a la vegetación por prolongados periodos de sequía y falta de agua en el suelo, constituyen condiciones más favorables para el asentamiento de pinos carrascos, piñoneros o resineros que para la instalación directa y el asentamiento de quercíneas algo más exigentes, aunque sean también xerófilas como las encinas que prosperarían mejor bajo cubierta de pinos; no conviene exigir lo mejor de inmediato porque puede fracasar la repoblación forestal.

Tampoco conviene olvidar que estas zonas de influencia mediterránea con tendencia semiárida están hoy expuestas a potenciales perturbaciones por las previsibles alteraciones climáticas de aumento de temperaturas y de episodios extremos como podrían ser prolongados periodos de sequía que pueden favorecer el asentamiento de las citadas especies de pinos continentales y mediterráneos, más frugales y con mayor adaptabilidad de instalación en condiciones adversas.

En cualquier caso, una restauración forestal se suele emprender sobre terrenos con el suelo y/o la vegetación degradados, donde existe una considerable dificultad de regeneración de la cubierta vegetal en áreas críticas que pueden responder a características zonales, como la aridez, la altitud o la presencia de vientos fuertes y constantes, o bien a unas características intrazonales como la presencia de suelos con propiedades edáficas limitantes, incluso a unas características azonales también limitantes como pueden ser los terrenos de pendientes acusadas.

También pueden existir terrenos muy degradados donde las condiciones bioclimáticas, ya sean edáficas o fisiográficas, incluso del propio clima, sean tan adversas que no sea factible implantar una masa forestal arbolada. Para estos lugares ocasionales, Ruiz de la Torre (1996) estableció el término de áreas críticas de difícil repoblación, definiéndolas como las zonas donde los trabajos de restauración con vegetación arbórea no son viables o presentan graves dificultades o defectos cuando se utilizan especies o procedimientos convencionales.

Aunque desde el punto de vista de la restauración ecológica no tenga sentido hablar de áreas críticas, al menos en cuanto a sus características zonales, desde la perspectiva de la restauración forestal en tales áreas críticas se puede plantear tal dificultad que haga inviable la implantación de una cobertura arbórea protectora, incluso cabe plantearse la alternativa de regular los usos del suelo para evitar la posible sobreexplotación o la necesidad de implementar técnicas especiales asociadas como puedan ser la regeneración mediante remoción del suelo o las hidrosiembras. Por eso, antes de emprender una repoblación forestal conviene considerar si es posible o no la constitución de una masa forestal sobre un terreno deteriorado en función de las condiciones bioclimáticas, principalmente del suelo o, en su caso, de la vegetación preexistente. Se trata de analizar la posibilidad de constituir una masa forestal sobre una superficie donde la cubierta vegetal no cumple los fines deseados, lo cual sucede más a menudo cuando se trata de una masa infra-arbórea, bien leñosa o herbácea, en cuyo caso la instalación del arbolado tendría mucho más sentido, siempre que las condiciones bioclimáticas sean adecuadas o mejorables.

De hecho, la sobreexplotación de vegetaciones originales ha ocasionado la proliferación de comunidades seriales más o menos estables que dificultan la instalación de unas

formaciones de mayor madurez, como es el caso de determinadas agrupaciones de jaras (*Cistus* spp.), que se establecen en encinares o rebollares degradados y otras comunidades de carácter serial como los tojares (*Ulex europaeus*), los aulagares (*Genista scorpius*), algunas comunidades de brezos (*Erica* spp., *Calluna vulgaris*) o bien algunas agrupaciones de labiadas como los romerales, tomillares o salviares, ya citadas anteriormente, a menudo favorecidas por el fuego.

Por otro lado, también conviene considerar si la dinámica evolutiva actual de la cubierta vegetal es progresiva o es regresiva, incluso preguntarse sobre la comunidad final a la que conduce. Si la comunidad final cumple las expectativas que la planificación asignaba a ese territorio, la decisión de actuar o no dependerá de la reversibilidad del proceso regresivo y del interés que se tenga en ganar tiempo para evitar que sea irreversible, o bien considerar la posibilidad de regeneración natural tras una perturbación, como un incendio, alud o ventisca, sin necesidad de plantearse actuaciones de repoblación, o por el contrario plantear la viabilidad de implantar una cubierta vegetal arbolada, en cuyo caso favorable la alternativa sería la repoblación forestal.

De todas formas, aun constatando que la dinámica evolutiva de la vegetación sea progresiva y que la comunidad final sea posible y pueda cumplir los objetivos esperados, también conviene plantearse si puede interesar acelerar la instalación de esta comunidad final para ser objeto de una repoblación forestal con la especie arbórea más evolucionada, ya sea en primera instancia, o mediante otra especie arbórea colonizadora menos exigente que facilite su instalación. Hay que tener en cuenta que este proceso de decisión representa un ejercicio de simplificación de la realidad y más aún de predicción de futuro, por lo que deberá adaptarse a cada caso particular, recogiendo los factores que condicionan la elección de los diferentes tipos de actuación.

En cualquier caso, toda repoblación forestal o reforestación debe planificarse proyectando a largo plazo y procurando selvicultura de mejora de la cobertura forestal creada para asegurar su adaptación al medio donde se ubica y su pervivencia en las mejores condiciones posibles de vigor y salud, de manera que se facilite su crecimiento, desarrollo y regeneración natural.

En ocasiones, la necesidad de actuar con un fin protector no está justificada por la necesidad de proteger el suelo frente a la erosión o instalar una cubierta arbórea en condiciones adversas, si no por el interés en recuperar o mejorar una cubierta vegetal de mayor de madurez a la actual, cuando ya había sido implantada mediante una repoblación forestal anterior. Así, para Clements, el mecanismo básico que regía los procesos de sucesión vegetal era la facilitación, por la cual, la comunidad vegetal de cada etapa producía una alteración gradual de las condiciones del medio que la hacía menos buena para ella misma y más favorable para especies de etapas siguientes.

En todos los esquemas clásicos de restauración forestal subyace el concepto de facilitación; según los cuales, en un medio adverso con suelo muy degradado sobre terrenos pendientes de escasa retención de agua, y más aún en climas de influencia mediterránea con periodos de aridez más o menos prolongados que someten a la vegetación a un fuerte estrés hídrico por falta de agua, no es posible la instalación de vegetación que represente el óptimo o

máximo biológico sin antes introducir otra cubierta que facilite su entrada al mejorar las condiciones del medio.

De esta forma las mejoras del ambiente que propicia el microclima que crean los pinos, según los modelos de restauración forestal deberían dirigirse al desarrollo del suelo y sobre todo a la sombra (Montoya 1986) cualidades que justifican el uso generalizado de los pinos autóctonos en las repoblaciones forestales sobre terrenos degradados, que gracias a su carácter heliófilo y xerófilo, a su frugalidad y crecimiento rápido, permiten establecerlos como cubrecultivos para las frondosas (Montoya 1986; Ruiz de la Torre 1987, 1993). Hoy en día, hay que seguir considerando la importancia que tienen los pinos como colonizadores de terrenos degradados en condiciones bioclimáticas adversas para la facilitación en el desarrollo evolutivo de aquellas comunidades vegetales sometidas a fuertes estreses abióticos y bióticos, más aun ante las perspectivas de aumento de temperaturas y sequías que se pronostican para estos ámbitos. Algunos autores como Montero de Burgos y Alcanda (1993) han esquematizado el proceso restaurador en terrenos degradados en etapas sucesivas que combinan actuaciones de repoblación forestal y selvicultura (figura 6.6).

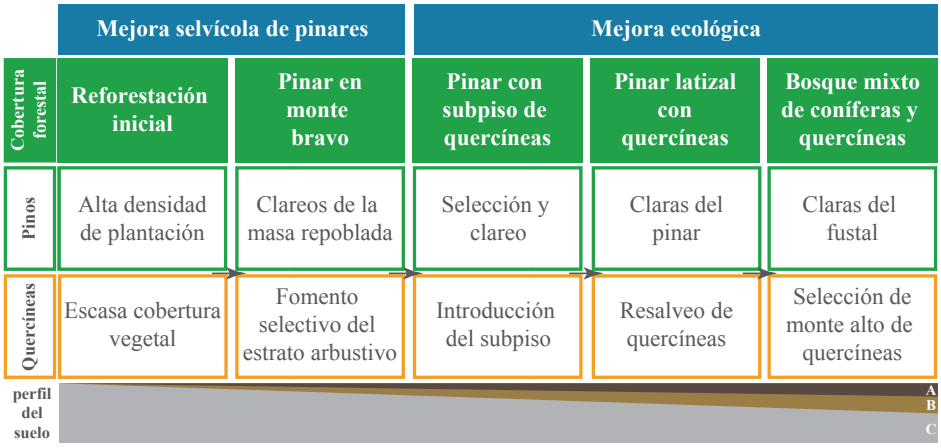


Figura 6.6. Esquema del proceso restaurador en terrenos degradados (simplificado de Montero de Burgos y Alcanda 1993).

Cualquier restauración forestal requiere impulsar la evolución biológica natural sobre terrenos que la admitan, para procurar una mejora tanto del suelo como de la vegetación, con o sin ayuda del hombre mediante tratamiento edáfico o repoblación. Desde luego el ingenio humano puede ayudar a la naturaleza a progresar más deprisa, utilizando atajos en el camino evolutivo como en el esquema bidimensional de progresión-regresión de Montero de Burgos (1987) (figura 6.7).

Desde luego conducir una repoblación forestal a largo plazo hacia un bosque de frondosas utilizando en primera instancia pinos colonizadores más resistentes a condiciones adversas que después propicien o faciliten la instalación del sotobosque de frondosas será normalmente la solución más eficaz, cuando sea manifiesta la imposibilidad técnica de

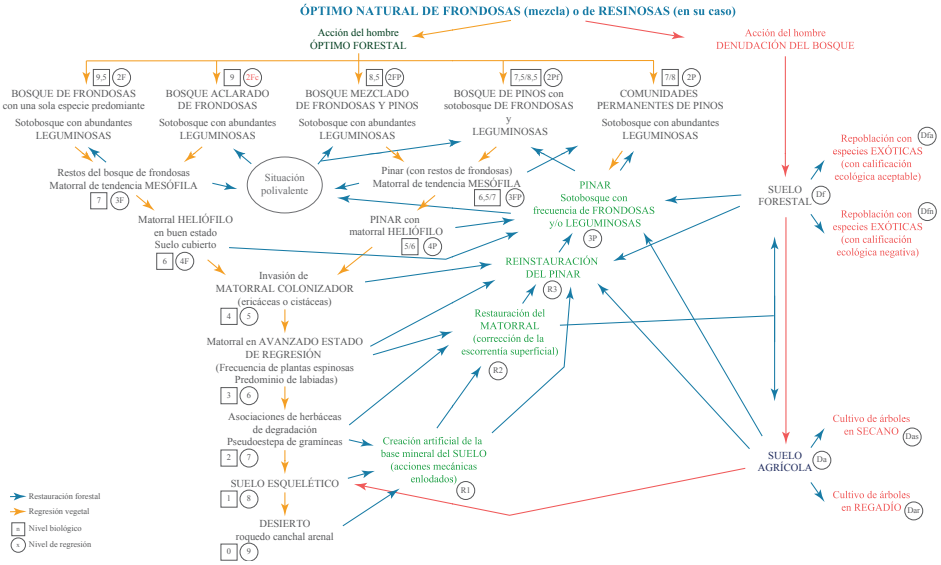


Figura 6.7. Esquema bidimensional de regresión y progresión forestal (Montero de Burgos 1987).

una restauración forestal con amplio empleo de especies frondosas (Montero de Burgos 1987). Ahora bien, hay que tener presente que no siempre es necesario el mecanismo de la facilitación mediante una especie frugal para garantizar el establecimiento de otra especie más exigente y evolucionada, si las condiciones de estación lo permiten.

Ruiz de la Torre (1990) ha sido un autor crítico con estos modelos teóricos de sucesión vegetal que planteaban modelos asintóticos con un límite teórico al que por definición no se puede llegar como tope, o que no se sabe en las condiciones en las que se podría alcanzar, incluso si alguna vez se puede culminar. Una meta inalcanzable que responde al concepto matemático de asíntota; según este autor habría que diferenciar entre lo natural, es decir, lo que había antes de la acción que ha presionado sobre una región, y lo potencial, es decir, un final teórico asintótico difícilmente imaginable. Ante esta tesitura de una hipotética suposición imaginada, más o menos utópica o irrealizable, surge la necesidad de recurrir al concepto de nivel de madurez para representar cuánto está alejada una vegetación del inicial desierto teórico (Ruiz de la Torre 1990). Desde luego, para la adecuada planificación de una repoblación forestal es preferible adoptar una posición más realista que imaginaria, que el autor explicaba así: "Antes que aventurar una hipotética culminación potencial que no se sabe de qué forma y hasta qué punto pudiera ser alcanzable, es preferible una referencia cierta: cuanto se va alejando la vegetación del desierto".

En consonancia con sus críticas a la interpretación holística de la sucesión vegetal de Rivas Martínez, Ruiz de la Torre (1990) propuso un sistema de niveles evolutivos mediante índices de madurez, un concepto que según sus propias palabras responde a: "la posición relativa de un tipo de agrupación entre el desierto completo y una situación teórica estable de máxima

adaptación a las condiciones del medio, máximo aprovechamiento de la potencialidad natural y máxima estabilidad por adaptación de los componentes del medio a la convivencia".

Estos niveles evolutivos representan una escala ascendente de madurez en 10 niveles principales para la vegetación zonal de la España Peninsular y las Islas Baleares que va subiendo escalones (del 1 al 9) de madurez según van alejándose del desierto (nivel 0 en terrenos sin cobertura vegetal) y adquiriendo a la vez un mayor grado de protección del suelo, hasta llegar a bosques mixtos en sus niveles superiores (8 y 9) formados por dos, tres o más especies dominantes que son los bosques di-triedícicos y poliedícicos que se representan en la tabla original adjunta. El propio autor rechaza que estos niveles pretendan significar etapas en la evolución hacia una teórica vegetación clímax, como representan los modelos fitosociológicos en serie de Rivas Martínez, indicando que sugieren más bien una categoría de estructura y valor protector que, además de grado de madurez de la vegetación y, por ende, de protección del suelo, representa el incremento del nivel evolutivo e implica aumento de la regulación de flujos y de la retención de energía, internalización de nutrientes y aumento de la estabilidad a largo plazo, grados de adaptación al ambiente físico, de aprovechamiento de los recursos básicos, de complejidad estructural y fisiológica, de diversidad de formas de vida de los de diversos componentes y de conectividad, hasta la imbricación de hábitats y nichos ecológicos (tabla 6.3).

El ascenso en el nivel evolutivo representa la progresión resultante de una explotación global inferior a la producción, mientras el descenso evolutivo es consecuencia de sobreexplotación del sistema y representa la regresión; es un intento de integrar ambos enfoques al recoger el énfasis de la interpretación holística en los cambios en la diversidad, productividad o biomasa (Ruiz de la Torre 1976), pero huyendo de plantear direcciones en la sucesión y determinismos en la culminación.

2.4.4 Planificación estratégica de las repoblaciones forestales en el tiempo y el espacio: velocidades evolutivas de restauración y diagramas de diversidad de comunidades vegetales

En este contexto de planificación estratégica de la restauración forestal que trata de conjugar lo natural, es decir, lo que habría antes sin haber sufrido perturbaciones o intervenciones humanas, con lo potencial, es decir, lo que podría haber, con o sin ayuda del hombre, que bien puede ser necesaria en condiciones adversas por impedimentos bioclimáticos, edáficos o fisiográficos, y facilitadas por especies que responden a un óptimo forestal distintas al óptimo natural biológico, se puede lograr un óptimo ecológico y forestal desde una perspectiva integradora de ambos.

Por otra parte, toda planificación estratégica de una restauración forestal tiene un carácter bidimensional en el tiempo y en el espacio, de forma que además de una perspectiva temporal concebida a muy largo plazo condicionado por la dinámica evolutiva vegetal, ha de tener una componente espacial en el marco de la ordenación del territorio, como la que proporciona la ordenación agrohidrológica que indica los usos agrarios aconsejables según su capacidad, aunque también se pueden emplear otros criterios de planificar su distribución espacio-temporal.

Tabla 6.3. Niveles de madurez de la vegetación zonal de la España peninsular e Islas Baleares (Ruiz de la Torre 1990).

Niveles de madurez	Tipos de agrupaciones y formaciones vegetales
9	Bosque poliedícico monostrato: fraga, laurisilva, etc
8	Bosque di-triedícico de especies arboreas principales
7	Bosque puro de especie principal. Rodales de árboles localmente principales. Pinares de *P. sylvestris* o *P. uncinata* naturales
6	Bosque puro o mixto de especies no principales. Pinar xerófilo, abedular, castañar, parque. Arbustedo denso estable: madroñal, avellanar, mancha, etc. Monte bajo mixto, arbustivo o como matorral alto de especies principales.
5	Matorral alto y denso (especies no principales). Manchas degradadas. Bardal inerme. Espinar. Bardal espinoso. Arbustedo claro estable. Monte bajo puro, arbustivo o alto, de especie principal. Brezal alto y denso. Cervunal
4	Parque de sabinas o enebros. Brezal mediano denso. Monte bajo de talla media, mixto o puro, de especies principales. Garriga densa. Tojar/alaugar alto y denso. Arandanal. Retamar (en sentido amplio, a base de *Retama*, *Sarothamnus*, *Cytisus*, *Genista*, etc.), cambronales, codesares. Albaidar en región más o menos árida. Romeral denso en zonas más o menos árida. Prado de diente. Lastonar, pastizal mixto leñoso, bajo y denso, del tipo dominate en los altos "campos" y parameras. Repoblaciones antiguas
3	Matorral de leguminosas espinosas (excluidos aulagares altos y densos). Piornales con hiniesta. Erizales. Brezal mediano claro. Gayuba, garriga baja (sentido amplio, de matorral basófilo). Romeral. Matagallar. Albaidar. Jaral noble (*Cistus populifolius*, *C. laurifolius*). Prado de siega. Pastizal estacional denso. Cerveral. Lastonar en baja o mediana altitud. Repoblaciones en estado de monte bravo
2	Tomillar (sentido amplio, incluyendo matorrales de compuestas de secano abandonadas, a base de *Artemisia*, *Helichrysum*, *Santolina*), jaguarzales y carpazales. Brecinales. Pastizal xerófilo claro. Trebolares, malagares, etc. Gramales y espiguillares persistentes. Jarales helioxerófilos. Romeral en roza. Albinar ontinar. Orzagal. Almajares. Sapinares. Repoblaciones recientes de pinos
1	Herbazales terofíticos (sentido amplio, incluyendo espiguillares o herbazales de gramíneas, jaramagales, harmagales, cenizares, barrillares, etc.)
0	0/1 Desierto de líquenes 0/0 Desierto más o menos completo (cubierta inferior al 5%, por: pastoreo prolongado con sobrecarga, hielo, erosión, roca compacta, deslizamiento o corrimiento, acción trópica especial, etc.)

En este sentido, los índices de madurez de Ruiz de la Torre pueden servir de referencia para la planificación estratégica de las repoblaciones forestales en su doble perspectiva espacio-temporal, tanto para orientar su dirección y velocidad evolutiva, como para proyectar su distribución espacial de forma que procure mantener una diversidad de comunidades vegetales, más o menos evolucionadas, en un territorio (Montero de Burgos y Alcanda 1992).

Toda planificación estratégica de una repoblación forestal requiere orientar una dirección hacia un destino, así como un plazo para su consecución que suele comprender periodos de 25-30 años, en todo caso muy superiores a las previsiones económicas y a las alternativas electorales cada 4 o 5 años, lo que no exime de optimizar recursos y acciones para establecer criterios de decisión. Estos periodos de aplicación han de estar comprendidos por un horizonte a un largo plazo más amplio que responde a una estrategia evolutiva tanto de la vegetación como del suelo, que sin duda requieren tiempos mucho mayores que los de los planes de repoblación forestal.

Sin perjuicio del destino deseable de la vegetación potencial que se pretende alcanzar y del método y proceso de restauración forestal diseñado para lograr su óptimo natural o forestal que más convenga para su facilitación, a la hora de fijar el horizonte temporal de las actuaciones hay que tener en cuenta además que, pese a la larga duración prevista en estos planes de restauración forestal, la capacidad evolutiva de los suelos señala los niveles de calidad de vegetación que al final se vayan a obtener, y que pudieran estar alejados de los óptimos e, incluso, pudieran no tener variación sensible respecto a la calidad actual en el plazo de vigencia previsto del plan; por esta razón, estos planes restauradores requieren conocer la velocidad evolutiva estimada, tanto de los suelos como de la cubierta vegetal, ya sea progresiva o regresiva.

Para ello, una vez que hayan sido asignados a cada comunidad vegetal los índices de madurez actual, orientada o no su dirección evolutiva, es preciso conocer la velocidad con que pueden progresar o regresar esas formaciones vegetales para establecer su destino forestal maduro mediante la aplicación del índice de madurez deseable a cada unidad de vegetación, el cual dependerá de la capacidad bioclimática de la estación donde se ubique (Alcanda 1996).

A tal fin se puede utilizar la unidad de velocidad evolutiva definida como el tiempo estimado en progresar o regresar en una unidad su índice de madurez (Montero de Burgos y Alcanda 1992). Así tendrán velocidad nula aquellas formaciones vegetales que no varían su nivel de madurez en el plazo de vigencia previsto para el desarrollo del plan estratégico de restauración forestal articulado en tres periodos de referencia, en función de los cuales se podrán utilizar los siguientes grados de evolución, cuyos signos indican progresión (+) o regresión (-):

- +/-3: cuando la variación del nivel de madurez se produce durante el primer periodo en que se divide el plan.
- +/-2: cuando la variación de nivel de madurez se produce durante el segundo periodo en que se divide el plan.
- +/-1: cuando la variación de nivel de madurez se produce durante el último periodo del plan.

Entre los factores considerados más significativos, a los efectos de asignar las velocidades evolutivas posibles y los índices de madurez deseables a cada una de las unidades de vegetación, entre otros se encuentran, por orden de mayor a menor importancia, los siguientes:

- Distancia o accesibilidad de propágulos de la formación con índice de madurez o nivel evolutivo inmediatamente superior. Presencia próxima de vestigios de comunidades vegetales de la serie evolutiva, progresiva o regresiva.
- Tipo de cubierta vegetal. Especie dominante, índice de madurez, grado de cobertura, etc.
- Características y grado evolutivo del suelo: profundidad, textura y capacidad de retención del agua y nutrientes, desarrollo de los horizontes de su perfil edáfico, etc.
- Geomorfología y fisiografía. Relieve, localización (cumbre, ladera, rampa, valle) y situación (orientación y altitud), con atención a la pendiente del terreno (escorrentía, erosionabilidad).
- Régimen y distribución mensual de los principales parámetros que caracterizan el régimen termopluviométrico de la estación que se trate (precipitaciones, temperaturas, heladas, parada vegetativa por frío o sequía, evapotranspiración potencial y residual).
- Indicadores y coeficientes de los diagramas bioclimáticos, sobre todo, la respuesta de la intensidad bioclimática libre (IBL) a la mejora de la capacidad de retención del suelo y a la reducción de la escorrentía mediante la corrección de la pendiente del terreno (coeficiente Chf de restauración hidrológica que mide la capacidad de respuesta a las correcciones de pendiente) (ver capítulo 8).

Hay que tener en cuenta que cualquiera de los índices bioclimáticos (Montero de Burgos y González Rebollar 1983) y coeficientes diagramáticos (Alcanda 1996) pueden contribuir a la toma de decisiones, pero algunos coeficientes pueden resultar decisivos para fijar los destinos deseables y su posibilidad de alcanzarlos, según la estación de que se trate en función de su capacidad y amplitud bioclimática susceptible de mejora, como el coeficiente de aprovechamiento que estima la lejanía del estado actual con respecto al máximo de intensidad bioclimática libre aprovechable (IBL_0/IBL_{max}).

Por su parte, el recorrido teórico de la estación Rt, coeficiente que viene a medir la capacidad máxima que tiene una estación determinada para producir biomasa vegetal desde las peores condiciones hasta las condiciones óptimas de suelo según su pendiente y capacidad de retención de agua, resulta muy útil para calibrar la potencialidad del clima del lugar, ya que permite estimar el aprovechamiento posible de las capacidades climáticas de la estación, considerando que su recorrido real representa el grado de intervención posible en la estación bioclimática para alcanzar la vegetación potencial, independientemente de cuál sea esta y representa el margen de mejora posible desde la situación actual a la mejor posible.

Con tales premisas, variables e indicadores bioclimáticos, se pueden estimar las posibilidades de recuperación y mejora que dispone la vegetación en la estación bioclimática donde se ubique, y aproximar el grado de madurez deseable según el nivel

evolutivo alcanzable por las distintas comunidades vegetales que se presentan. A partir de las velocidades evolutivas asignadas según su variación del nivel de madurez en el marco temporal del plan previsto, la velocidad de restauración vendrá dada por el tiempo que emplea cada formación vegetal en pasar del índice de madurez actual al estimado como deseable en el plazo de vigencia del plan, en función del destino forestal maduro alcanzable asignado como admisible, según la técnica forestal aplicable dependiendo del estado o fase relativa de progresión o regresión en que se encuentre.

Una vez caracterizada el área objeto de restauración forestal por la calidad de la estación donde se ubique y el grado de madurez o nivel evolutivo actual deseable de sus formaciones vegetales, es preciso establecer la distribución espacial recomendable para cada una de ellas manteniendo un determinado grado de diversidad de comunidades vegetales según su índice de madurez, mediante el empleo de un instrumento flexible y abierto que considere un criterio territorial de carácter estructural para distribuirlas: los diagramas de diversidad de comunidades vegetales (Montero de Burgos y Alcanda 1993).

Este sencillo instrumento de distribución espacial de formaciones vegetales según su madurez y diversidad, se concibió con la idea de que manteniendo una cierta diversidad de comunidades vegetales en un determinado territorio o área de actuación, se procura así mismo la diversidad específica y alternancia paisajística, ya que tal distribución favorecerá por sí misma una diversidad de nichos ecológicos, de biotopos y hábitats forestales que permitan albergar una variada flora y fauna silvestres asociadas a los ecosistemas forestales que se están propiciando.

Ello no es óbice para que, donde, cuando y como proceda, se pueda ejercer una selvicultura de mejora continua sobre las formaciones arbóreas y arbustivas o de matorral durante el proceso restaurador, incluso también repoblaciones selectivas de enriquecimiento y diversidad especifica en aquellas comunidades que alcancen elevados índices de madurez, incluso que se instalen o fomenten especies singulares de interés natural merecedoras de protección especial.

Aunque algunos consideran que las formaciones arbóreas cercanas a la madurez representan el mayor grado de diversidad posible, porque se las supone acumulada en su acerbo genético toda la diversidad de comunidades vegetales inferiores que propiciaron su evolución, hay que contemplar a su vez que ello no garantiza la existencia real de toda la gama de diversidades posibles sobre el terreno, y en cualquier caso, conviene mantener presentes representaciones de comunidades de rango inferior que aseguren la existencia de un patrimonio genético que pueda utilizarse para reconstruir la vegetación en caso de pérdida catastrófica de unidades superiores.

En esencia, este instrumento obedece a la idea por la cual no se debe, generalmente, conducir la totalidad del territorio a los niveles máximos de madurez, aunque sean posibles, por diferentes razones que justifican esta restricción para no intentar instalar lo mejor siempre y en todo lugar; aunque no obstante, la idea predominante tiende a conseguir formaciones arbóreas lo más maduras y evolucionadas posibles y en mayor proporción superficial cuando sea posible.

En primer lugar, por un lado, no conviene obviar la consideración antrópica tan necesaria como inevitable en los ecosistemas forestales que hace que no haya más remedio que mantener niveles medios o bajos de madurez, sin olvidar que ciertas intervenciones humanas también favorecen la diversidad. Por otro lado, tampoco conviene olvidar que pueden existir formaciones arbustivas, matorrales o herbazales de interés natural, amenazados, protegidos o endémicos, que habrá que conservar, pues hay que tener en cuenta que algunas de estas formaciones vegetales de madurez media-baja constituyen hábitats o biotopos específicos de importancia para determinada fauna, y que no tienen por qué convertirse necesariamente en bosques.

Incluso el propio concepto de madurez absoluto mencionado difiere de la madurez relativa que realmente sucede en ciertos herbazales o matorrales que pueden suponer el mayor estado evolutivo alcanzable por las limitaciones de la propia estación donde se ubican, o bien por las condiciones bioclimáticas, edáficas o fisiográficas, locales existentes. Además, se considera recomendable proporcionar cierta alternancia de formaciones, arbóreas de matorral y herbáceas, incluso de usos distintos del suelo (agrícolas, ganaderos y forestales) que procuren alternancia al paisaje y propicien la existencia de ecotonos y discontinuidades que favorecen la diversidad. También es bueno que en conjunto se mantengan formaciones en evolución que rejuvenecen el sistema manteniendo una dinámica activa que mantiene su capacidad de crecimiento, fijando así más carbono atmosférico por unidad de superficie que si todo el territorio estuviese compuesto por estables formaciones maduras sin margen de mejora y desarrollo evolutivo.

Con tales premisas, este criterio de biodiversidad de comunidades vegetales que propicia la diversidad biológica, supone mantener en el territorio o área de actuación al menos una pequeña representación de todos y cada uno de los niveles de madurez posibles en la estación, para que se disponga una composición estructural representativa de todas las comunidades vegetales presentes, de manera que se pueda visualizar mediante una representación gráfica de sus superficies ocupadas correspondientes a cada nivel de madurez.

Con este objeto si se representa en un eje de coordenadas los niveles de madurez en abscisas y en ordenadas la superficie que en cada uno ocupan las distintas formaciones vegetales, la curva ideal que representa la diversidad deseable de comunidades vegetales en un lugar debe contener una representación superficial creciente proporcional al índice de madurez, de manera que existan pequeñas representaciones de los niveles inferiores, con un máximo para la comunidad de índice de madurez deseable (formación madura superior) y un ligero descenso para el nivel o niveles potenciales máximos de madurez que sean posibles en la estación (figura 6.8).

Para evitar los saltos bruscos escalonados representados por barras podría pensarse en aumentar la precisión, pero ello implicaría aumentar la sensibilidad de la escala de índices de madurez, lo cual resultaría poco operativo en general y además muy costoso, especialmente si se tratase de matizar a partir de análisis edáficos; por eso es mejor buscar la probabilidad que la precisión, ajustando curvas gaussianas a los puntos medios correspondientes a los intervalos de cada nivel de madurez, y considerando que en la Naturaleza lo más probable es que las variaciones sean más bien continuas ya que no suele ser habitual que se produzcan a saltos bruscos.

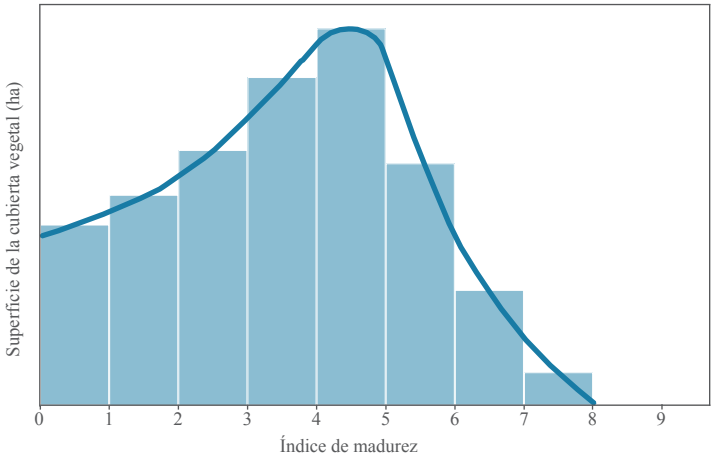


Figura 6.8. Curva ideal de diversidad y madurez en una estación simulada de calidad media-alta según la superficie ocupada por la cubierta vegetal de cada una de las agrupaciones.

Si se representan las superficies ocupadas en la actualidad por las comunidades vegetales para cada índice de madurez asignado a cada una de ellas, el resultado es una curva de distribución que representa la estructura más probable de diversidad y madurez actual de comunidades vegetales (figura 6.9).

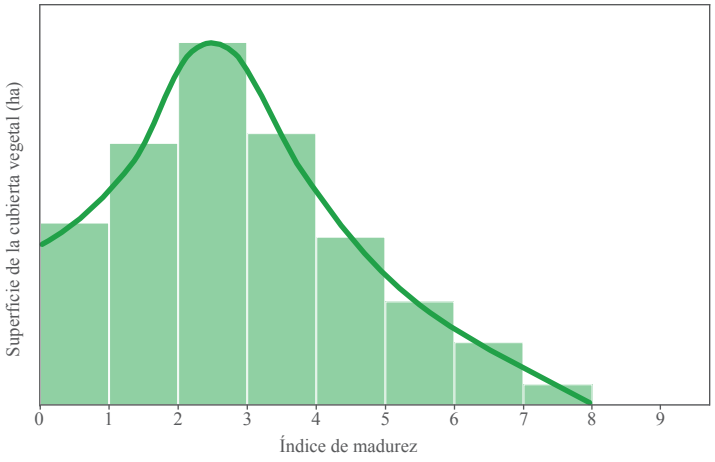


Figura 6.9. Curva de diversidad actual con mayor superficie de madurez baja en una estación simulada de mayor potencialidad bioclimática, según la superficie ocupada por la cubierta vegetal de cada una de las agrupaciones.

La estructura de diversidad deseable se confecciona representando los índices de madurez asignados como deseables en los destinos forestales maduros posibles establecidos y procurando además que las áreas excedentes, positivas o negativas, se compensen, siempre

que se procure una representación creciente de superficies relacionadas directamente con su nivel de madurez en la medida en que la amplitud bioclimática de la estación referida y la capacidad evolutiva de las comunidades vegetales y del suelo lo permitan (figura 6.10).

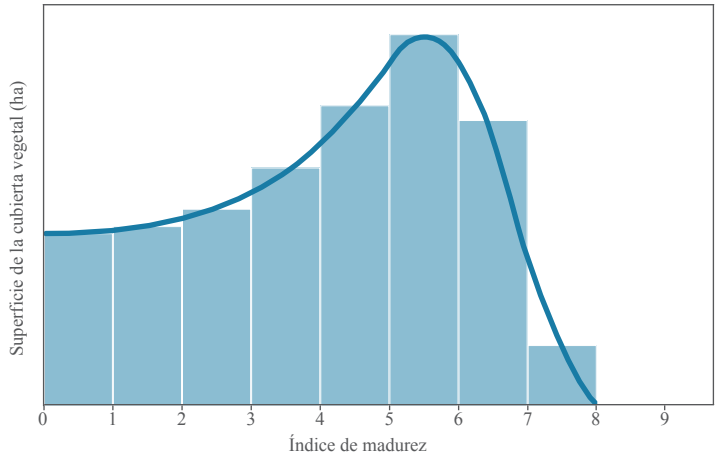


Figura 6.10. Curva de diversidad y madurez deseable en una estación simulada de calidad media según la superficie ocupada por la cubierta vegetal de cada una de las agrupaciones.

Evidentemente, en cada caso concreto se puede adaptar una curva de diversidad deseable específica, según los parámetros bioclimáticos que caractericen la estación y las limitaciones locales del medio, así como los condicionantes socioeconómicos que limiten las actuaciones, por lo que el diagrama resulta un instrumento flexible y abierto que puede servir de referencia para orientar la planificación de la restauración y mejora forestal que se pretenda.

Confrontando las curvas representativas de la situación actual y la deseable de distribución de la diversidad de comunidades vegetales por índices de madurez se obtiene una gráfica comparativa de ambas (figura 6.11), en la que quedan determinadas las superficies de actuación en donde se pretenden incrementar sus actuales niveles de madurez, que en conjunto suponen el total de superficie a mejorar y representa la composición del monte tipo deseable correspondiente a esa estación en ese lugar o territorio, integrado por los diversos ecosistemas forestales deseables.

El diagrama representativo de la diversidad de comunidades vegetales por índices de madurez se puede aplicar a cualquier unidad de acción territorial; lo ideal sería para una estación o región biogeográfica que responda a la misma dinámica biológica, aunque también se aplica a unidades administrativas, ya sea una sección territorial, un departamento, distrito forestal o una comarca, pudiendo referirse también por provincias o términos municipales, lo que ofrece una idea de la flexibilidad de este instrumento técnico, aunque lo mejor sería emplearlo para áreas ubicadas en una misma estación bioclimática, o en distintas estaciones forestales con similar capacidad o amplitud bioclimática, sin perjuicio de las variaciones fisiográficas y edáficas localizadas.

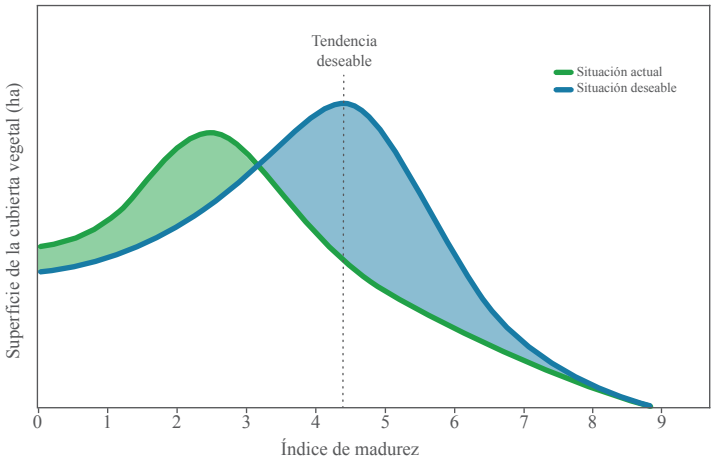


Figura 6.11. Comparativa de curvas de diversidad y madurez actual y deseable según la superficie ocupada por la cubierta vegetal de cada una de las agrupaciones.

Estos diagramas pueden ayudar a diseñar el plan de actuaciones forestales, los métodos y técnicas de restauración, conservación y mejoras, las prioridades, etapas y plazos necesarios, así como la estimación presupuestaria y su programación temporal. También se podría verificar un control de seguimiento coordinado de todo el proceso restaurador, incluso corregir o compensar las deficiencias o excesos respecto a los índices deseables asignados en cada área de actuación según evolucione el desarrollo y ejecución de las acciones previstas en el plan. Además, permiten establecer una referencia estructural de distribución de comunidades vegetales para su restauración cuando no se conocen de antemano los terrenos disponibles.

Finalmente, cabría representar un resumen de estados, superficies y actuaciones que muestren la evolución y panorámica global esperable en el futuro de la totalidad del territorio, al que se puede aplicar el programa integrado de distribución de la diversidad de comunidades vegetales por índices de madurez en ese territorio según los llamados diagramas de biodiversidad vegetal, cuya aplicación favorece la diversidad biológica en un territorio, entendida como el conjunto de organismos del medio biótico (biodiversidad) que componen un ecosistema forestal.

En cada comarca en estudio se puede definir una curva ideal en donde caben representaciones superficiales de todos los niveles biológicos evolutivos de las comunidades vegetales con una distribución proporcionada deseable. Los diagramas de biodiversidad fueron utilizados como referencia en la proyección del primer Plan Forestal de la Comunidad Madrid (1995) y de la Estrategia Forestal de la Región de Murcia (1998). En aquellos diagramas de biodiversidad se utilizaba como referencia el mapa de series de vegetación de Rivas Martínez como representativo de áreas con la misma dinámica biológica, a sabiendas de sus limitaciones.

Para una estación concreta, como por ejemplo la de Prádena (Segovia), se pueden calcular los diagramas de biodiversidad real y deseable (figura 6.12), que proyecta formaciones

maduras mixtas de pino negral y rebollo de nivel biológico 9 correspondiente al índice de madurez 8 de bosque diedício de Ruiz de la Torre.

Como consecuencia de las curvas de diversidad anteriores se puede estimar las superficies a disminuir y a complementar de cada una de las agrupaciones vegetales (figura 6.13).

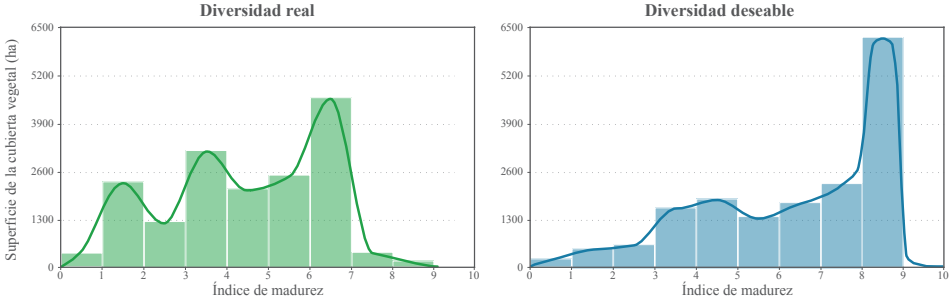


Figura 6.12. Curvas de diversidad para la estación de Prádena (Segovia) (Montero de Burgos y Alcanda 1993)
La escala de índices de madurez de 0 a 9 original de Ruiz de la Torre fue transformada por otra equivalente del 1 al 10 representativa de niveles biológicos evolutivos, para facilitar el cálculo de las áreas de actuación previsibles sobre la curva gaussiana envolvente del diagrama escalonado de las superficies ocupadas por comunidades vegetales.

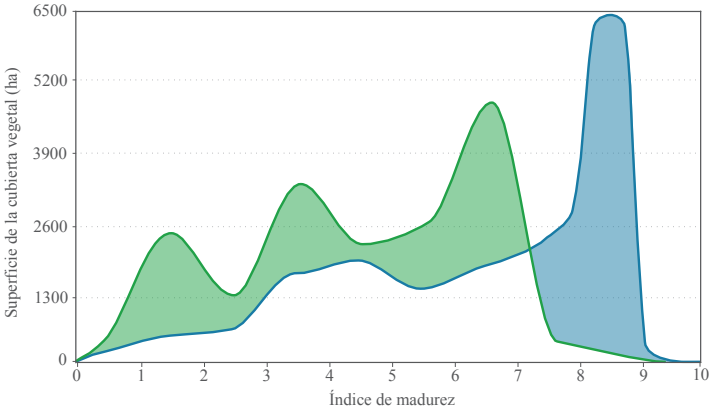


Figura 6.13. Superficies a disminuir y a complementar para cada agrupación vegetal según las curvas de diversidad real y deseable (Montero de Burgos y Alcanda 1993).

2.5. La repoblación forestal y la restauración ecológica en el contexto de la conservación y mejora del medio natural, el paisaje y el medio ambiente

La mayoría de las repoblaciones forestales que se plantean con objetivos protectores preferentes proyectan actuaciones de restauración o rehabilitación de ecosistemas forestales que tienen lugar dentro de un entorno de naturaleza forestal íntimamente

relacionada con la vida silvestre, ya sea su finalidad principal la protección del suelo contra procesos erosivos y la regulación del régimen hidrológico o bien sean para la conservación y mejora del medio natural o el paisaje. Las especies arbóreas implantadas constituyen el soporte estructural que ha de sostener la arquitectura natural del ecosistema forestal que se trata de restaurar o de instaurar. En primera instancia el arbolado se habrá plantado habitualmente con densidad excesiva para asegurar el éxito de la repoblación y procurar la protección del suelo desnudo o desprovisto de vegetación suficiente.

Una vez arraigado el denso arbolado plantado precisará de claras que eliminen la excesiva competencia arbórea en estado de latizal y se rebaje la espesura de la masa creada, lo que a su vez facilitará la entrada de otras especies arbóreas favorecidas por la protección y la sombra que proporciona la especie colonizadora, y la incorporación de arbustos, matorrales y herbazales que van conformando el cortejo florístico acompañante que enriquece la comunidad vegetal. La incorporación de toda esta vegetación de manera natural, aunque se vea favorecida por tratamientos selvícolas de mejora, proporciona humedad y aireación al suelo, aumentando el contenido de nutrientes que a su vez favorecen la absorción de agua, creándose un microclima favorable para los ciclos de agua y de nutrientes, que produce la reactivación de funcionamientos ecosistémicos incrementando así la absorción de carbono. Todo ello procura la incorporación progresiva de diversos componentes biológicos e impulsa la dinámica evolutiva natural, así como el aumento de visitas de polinizadores y diseminadores que favorecen la reproducción de líneas jerárquicas de alimentación proporcionando una mejora progresiva del biotopo y la creación de diversos hábitats forestales susceptibles de albergar una considerable variedad de flora y fauna silvestres, conformando así poco a poco un ecosistema forestal cada vez más complejo.

Bien es verdad, que todos estos objetivos se logran también cuando se plantean repoblaciones forestales directamente para la conservación, restauración o mejora ecológica de ciertos ecosistemas y hábitats sensibles o singulares, o para la recuperación de riberas o la creación y adecuación de corredores ecológicos como pasillos verdes, o bien para la recuperación y protección de especies de interés ecológico o natural, endémicas, amenazadas o protegidas, objetivos que han de considerarse en repoblaciones forestales en espacios naturales protegidos.

Como se ha explicado anteriormente, también se plantean repoblaciones forestales para su renaturalización y mejora de la madurez y diversidad de la masa forestal mediante tratamientos selvícolas de mejora que faciliten la implantación de otras especies arbóreas, o para la densificación de montes abiertos y la regeneración de dehesas, aunque este tipo de actuaciones no se consideren habitualmente en otros planteamientos de restauración ecológica ajenos al ámbito forestal.

Incluso, también se han realizado actuaciones de cambio de destino de plantaciones productivas de especies alóctonas por autóctonas, como las transformaciones de eucaliptares en montes de alcornoque o encinas que tienen lugar en Extremadura, la transformación de choperas de *Populus ×euramericana* en sotos de ribera en los montes públicos de gran parte de España o la de los pinares de *Pinus radiata* para reconvertirlos en fayal-brezal propio de las islas Canarias. Aunque las repoblaciones forestales se

puedan integrar con el tiempo tanto en el medio natural como en el paisaje, hoy en día es preferible procurar su integración desde el principio, más aún cuando se proyectan hacia la restauración ecológica con fines de conservación y mejora del medio natural; no obstante son también susceptibles de mejora muchas repoblaciones existentes.

Bien es verdad que buena parte de las antiguas repoblaciones forestales, sobre todo las realizadas en el periodo 1940-1984, se hicieron con especies de pinos en grandes extensiones continuas y monótonas alineadas, en particular cuando se empleó maquinaria que sistematizaba la alineación de los plantones y más aún en donde se emplearon terrazas que acentuaban más aún las alineaciones y la uniformidad del paisaje forestal creado así como la sensación de artificialidad.

Conviene apuntar que el concepto de paisaje lleva implícita la intervención humana, como indica su propia etimología derivada de la palabra país, por lo que el paisaje natural no tiene sentido, si se entiende como tal aquel que no está alterado por la mano del hombre. Así, que en este sentido, cualquier paisaje es más cultural que natural debido a la influencia humana. El paisaje entraña en sí mismo un componente estético percibido por el hombre que responde a su vistosidad (paisaje visual) interpretada por aspectos como su color, estructura, complejidad, variedad, heterogeneidad, alternancia o discontinuidad en el que la cobertura vegetal natural o la artificial del paisaje agrario y forestal conforman el paisaje rural en alternancia con el urbano.

De hecho, López-Leiva y Escribano (1999) han profundizado en el estudio sobre la influencia de la cubierta vegetal en el valor paisajístico del territorio, desarrollando un modelo específico de análisis de la vegetación que tiene en cuenta para su valoración los atributos elementales de la vegetación (color, textura, estructura vertical, estructura horizontal, densidad de los distintos estratos, altura de los estratos superiores), sus propiedades primarias (heterogeneidad cromática, textura, grado de (dis)-continuidad, (ir)-regularidad en la disposición de los elementos vegetales, densidad del estrato leñoso superior, altura media del estrato superior) y las diversas categorías estéticas (variedad visual, integridad, complejidad visual, transparencia visual). A este criterio estético de percepción visual, se puede añadir un criterio ecológico que adopta los aspectos de estructura, complejidad, variedad, heterogeneidad, alternancia o discontinuidad, a los que añade los de la composición florística y la diversidad biológica, incluso la presencia de fauna silvestre o doméstica, concepción a la que algunos han denominado paisaje ecológico (García Abril *et al.* 2014).

La valoración del paisaje se estima a menudo mediante aspectos relativos a la calidad y la fragilidad tanto desde un punto de vista estético o visual, como desde una perspectiva ecológica, ya que el paisaje se entiende como resultado de la intervención de numerosos factores que intervienen en su formación y evolución, ya sean tanto componentes abióticos del medio físico, como elementos bióticos que integran el medio biológico.

La calidad visual representa el grado de excelencia de un paisaje interpretada sobre todo a través de sus componentes abióticos del medio físico como el relieve, las rocas y el suelo, o manifestaciones hidrológicas naturales o artificiales (ríos, lagos o embalses), descritos de una forma cualitativa o cuantitativa (Aramburu *et al.* 2003; Martínez-Vega

et al. 2003). También forman parte de la calidad visual componentes del medio biótico, incluida la fauna silvestre y la doméstica, pero fundamentalmente por la alternancia de la vegetación natural y la cultural fragmentada por los usos agrarios del suelo, ya sean agrícolas, ganaderos o forestales, producto de la acción antrópica que muestra cultivos herbáceos o arbóreos, prados o pastizales, matorrales o bosques, ya sean naturales o culturales.

La calidad ecológica también se puede medir por componentes del medio físico y sus relaciones entre sí, como son los procesos geomorfológicos de formación, evolución o erosión de los suelos o el ciclo del agua, incluso por perturbaciones naturales, pero sobre todo se mide por la calidad y variedad de la vegetación más silvestre (matorrales y bosques), por la diversidad de especies y de biotopos que albergan o de hábitats y ecosistemas que conforman. La evaluación ecológica de la vegetación se valora a través de parámetros como la fisionomía y composición y diversidad de las agrupaciones vegetales y el número de estratos presentes, su alternancia, fragmentación y heterogeneidad, aunque también intervienen los aspectos estéticos de la composición escénica que proporcionan los cambios biológicos de las estaciones.

Por su parte, la fragilidad visual responde a un concepto similar al de vulnerabilidad y significa susceptibilidad del paisaje a posibles cambios, mientras que la fragilidad ecológica atiende a la vulnerabilidad de las especies y ecosistemas, o la sensibilidad de los hábitats a su alteración. Aunque algunas repoblaciones forestales protectoras se han motivado o justificado con el objetivo de mejorar el paisaje, es evidente que también el paisaje puede ser alterado por la acción repobladora por el simple hecho de la modificación de la vegetación que supone.

De ahí la importancia de la integración paisajística de las repoblaciones forestales (García Abril *et al.* 2014), tanto de las que se vayan a emprender como las ya ejecutadas. La propuesta metodológica de los autores de esta publicación ofrece criterios para integrar las repoblaciones forestales en el paisaje, tanto las antiguas como las que se vayan a proyectar en la actualidad.

Según estos autores, la integración de repoblaciones antiguas en el paisaje requiere tanto de repoblaciones de densificación o enriquecimiento de especies arbóreas y arbustivas o de matorral, como de selvicultura de mejora de las masas forestales creadas que procure mayor irregularidad a las masas forestales y favorezca tanto la remodelación e integración de bordes adaptados al relieve, como la ruptura de la continuidad de las masas forestales sin perjudicar la conectividad biológica, diseñando cuando se puedan áreas cortafuegos de bordes irregulares.

Por su parte, los nuevos proyectos de repoblación forestal deben procurar su integración en el paisaje, incluyendo criterios que, según los mismos autores, deben dimensionar las actuaciones conforme a la escala del paisaje desde un punto de vista extrínseco e intrínseco integrando las diferentes escalas de trabajo hacia fuera y en el interior de la repoblación, así como ocultando aquellas cuyo impacto sea inevitable en primera instancia, y procurando la coincidencia de criterios estéticos y ecológicos, siguiendo una pauta natural en el diseño de las repoblaciones.

Los criterios extrínsecos de integración de las repoblaciones en el paisaje exterior circundante deben procurar cierta alternancia de la vegetación evitando la fragmentación excesiva para favorecer la conexión entre ecosistemas. También, deben aumentar la diversidad de especies y formaciones vegetales, incluso mediante la introducción de nuevas especies, así como atenuar los límites de las repoblaciones y adaptar sus estructuras lineales a las formas del terreno, dimensionando las actuaciones conforme a la escala del paisaje. Los criterios intrínsecos responden a la integración de las repoblaciones en su paisaje interior, diseñando gradualmente sus bordes de forma irregular, procurando diversidad de especies en todos los estratos de vegetación (arbóreo, arbustivo de matorral y herbáceo) y manteniendo o creando espacios abiertos dentro las masas forestales, también conservando arboles maduros de gran tamaño, incluso integrando las infraestructuras y equipamientos del monte, tratando de no interferir en parajes singulares que supongan cierto atractivo (encanto del lugar).

En Aragón, Cataluña, la Comunidad Valenciana La Rioja, Madrid o País Vasco se han elaborado cartografías de paisaje, con diferentes metodologías, seguramente favorecidas por el Convenio Europeo del Paisaje (2000), que ha supuesto la elaboración de normativas sobre protección del paisaje en Cataluña (2005), Comunidad Valenciana (2004) y Galicia (2008). En cualquier caso, tanto desde el punto de vista del paisaje, y más aún desde su perspectiva ecológica, como del medio ambiente, es preciso prever los efectos ecológicos y ambientales o paisajísticos de las repoblaciones y sobre todo de la restauración hidrológica forestal, aunque estas actuaciones presupongan fines medioambientales de recuperación y corrección de procesos erosivos o de degradación, y desde luego cuando se trate de una restauración ecológica con fines prioritarios de conservación y mejora del medio natural o del ecosistema forestal.

Esto quiere decir que cualquier repoblación o restauración forestal e hidrológica o ecológica, aunque en sí mismas supongan un mecanismo propio de corrección de efectos negativos sobre la vegetación, el suelo, el agua o el ecosistema deteriorados o sobrexplotados, debe llevar implícita su propia evaluación ambiental, aunque pudiera parecer que, siendo estas acciones medidas correctoras o restauradoras para restituir recursos naturales valiosos, no lo precisen. Así pues, a pesar de esta aparente contradicción, resulta imprescindible la evaluación del impacto ambiental de tales acciones correctoras o restauradoras, tanto desde lógica de prevenir sus posibles efectos negativos sobre el medio o el ecosistema, como por la obligación que supone el cumplimiento de la normativa exigible sobre evaluación ambiental de planes y programas o proyectos de repoblación o restauración forestal e hidrológica, incluso ecológica cuando sean de cierta envergadura.

En este sentido, la evaluación de su impacto ambiental constituye un mecanismo adecuado de control de calidad de las acciones correctoras o restauradoras que permite tanto prevenir sus posibles efectos adversos que indirectamente se pudieran derivar, como mejorar sus efectos favorables sobre ciertos elementos del medio o del ecosistema, como pueden ser la fauna o el paisaje, aunque no constituyesen sus objetivos directos. Este control de posibles efectos ambientales o paisajísticos debe ser exhaustivo cuando se plantee una repoblación o restauración forestal en algún área perteneciente a la Red Natura 2000 o incluida en algún espacio natural declarado con alguna figura de protección especial, aunque sea para la renaturalización o enriquecimiento de algún bosque o repoblación, o

para la creación de bosquetes y mejora de hábitats forestales, adoptando la precaución de evaluar los posibles efectos sobre valores ecológicos, florísticos o faunísticos singulares, amenazados o protegidos, y paisajísticos, adoptando las medidas preventivas, protectoras o correctoras necesarias.

BIBLIOGRAFÍA

Aguiló J (1976) Evaluación de inversiones en ordenación agrohidrológica de cuencas. ICONA. Madrid

Alcalde C, García-Amorena I, García Álvarez S, García Calvo D, García García R, Génova M, Gil Borrell P, Gómez Manzaneque F, Maldonado J, Morla C, Del Nido J, Postigo JM, Regato P, Río S, Roig S, Rubiales JM, Sánchez Hernando LJ (2006) Contribución de la Paleofitogeografia a la interpretación del paisaje vegetal ibérico: estado de conocimientos y nuevas perspectivas de investigación. Invest Agrar: Sist Recur For, Fuera de serie: 40-54

Alcanda J (1996) Consideraciones teóricas en la técnica de forestación según criterios bioclimáticos. Rev For Española 14:21–26

Alía R, Martín S, De Miguel J, Galera R, Agúndez D, Gordo J, Salvador L, Catalán G, Gil L (1996). Las Regiones de Procedencia de *Pinus pinaster* Aiton. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España

Alloza J, Vallejo R (2004) Integración de la restauración forestal de zonas quemadas en la planificación forestal: un ejemplo de I+D en restauración forestal. Cuad Soc Esp Cien For 17:13–22

Álvarez M, Puertas J, Díaz-Fierros F (2006) Modelización RUSLE-SIG/ArcView de los riesgos de erosión del suelo en las áreas quemadas en Galicia. Universidad de Santiago y Universidad de la Coruña. 29 pp

Aramburu M., Escribano R, Rubio R (2003) Cálculo de índice de calidad visual del paisaje de la Comunidad de Madrid. IV Congr. Cienc. del Paisaje

Arenas Ruiz SG, Izquierdo Osorio S (2016) Propuesta de pliego de condiciones particulares de las reforestaciones originadas por las cortas de madera en montes con contrato administrativo Cuad Soc Esp Cien For 42:31-40

Bradshaw AD (2002) Introduction and philosophy. En: Perrow M, Davy A (eds) Handbook Ecological Restoration. Cambridge University Press, pp 3–9

Braun Blanquet J (1979) Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Ediciones Omega, Barcelona, 820 pp

Callaway RM, Puignaire FI (1999) Facilitation in plant communities. En: Puignaire FI, Valladares F, (eds.) Handbook of functional plant ecology. Marcel Dekker, Inc, NY, pp 623-648

Carrión JS, Fernández S (2009) The survival of the «natural potential vegetation» con-cept (or the power of tradition). Journal of Biogeography36: 2202-2203

Ceballos L (1947) Pinos. Síntesis botánica del género *Pinus.* Montes 529–541

Ceballos L (1959) Pasado y presente del bosque en la Región Mediterránea. Montes 90:587–596

Ceballos L, Ortuño F (1951) Vegetación y flora forestal de las Canarias Occidentales. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid

Costa J, Lozano R, Cueto M, *et al.* (2006) Restauración de zonas incendiadas en Andalucía. Sevilla

Díaz-Fierros F, Benito E, Vega JA, Castelao A, Soto B, Pérez R, Taboada T (1990) Solute loss and soil erosion in burnt soils from Galicia (NW Spain). En: Goldammer, J.G., Jenkins, M.J. (eds.), Fire and Ecosystem Dynamics. SPB Academic Publishing, The Hague, pp 103-116

García Abril A, Velarde Catolfi-Salvoni MD, Núñez Martí MV (2014) Integración paisajística de las Repoblaciones Forestales . Propuesta metodológica. Comunidad de Madrid

García-Morote F, Belda A, López-Serrano F, *et al.* (2015) Propuesta metodológica de zonificación de prioridades de actuación hidrológico-forestal tras incendio. Aplicación al gran incendio de Hellín (Albacete). Cuad Soc Esp Cien For 41:165–182

García Nájera JM (1954) Pendientes máximas admisibles en las tierras de cultivo y cálculo de las terrazas intermitentes con desagüe para la conservación del suelo (banquetas de infiltración). Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid. 29 pp

García Nájera JM (1955) El bosque, el agua y la conservación del suelo, pendiente máxima admisible en los pastizales. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid. 7 pp

Hilderbrand RH, Watts AC, Randle AM (2005). The myths of restoration ecology. Ecology and Society (10) 1. URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art19/

Laguna M (1883) Flora forestal española. Imprenta del Colegio Nacional de Sordos-Mudos y Ciegos, Madrid. Edicción facsimil, Xunta de Galicia, 1993

López Cadenas F, Blanco Criado M (1968) Aspectos cualitativos y cuantitativos de la erosión hídrica y del transporte y depósito de materiales. IFIE, Madrid, 187 pp

López Leiva C, Escribano R (1999) Criterios para el análisis de la vegetación en los estudios de paisaje. Montes 55:44-51

MAPAMA (2002) Mapas de Estados erosivos (1: 1.000.000). MAPAMA, Madrid

MAPAMA (2017) Anuario de Estadística Agraria. Madrid

Martínez-Vega J, Martín M., Romero R (2003) Valoración del paisaje en la zona de especial protección de aves carrizales y sotos de Aranjuez (Comunidad de Madrid). GeoFocus 3:1–21

Montero de Burgos JL (1987) Diagramas bioclimáticos. En: Rivas Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España, ICONA, Madrid

Montero de Burgos JL (1987) La regresión vegetal y la restauración forestal. Boletín de la Estación Central de Ecología 31:5-22

Montero de Burgos JL (1989) Bases para la estimación del impacto ambiental de las repoblaciones. Incluido en CIRCULAR nº 1/1989 de ICONA. Madrid

Montero de Burgos JL (1990) Evolución vegetal. Óptimo natural y óptimo forestal. La regresión vegetal y la restauración forestal. Ecología, Fuera de Serie 1:309-319

Montero de Burgos JL, Alcanda P (1992) Planes de reforestación y diversidad genética. Rev For Espa 4:6–13

Montero de Burgos J, Alcanda P (1993) Reforestación y biodiversidad. Líneas metodológicas de planificación y restauración forestal. Montes 33:57–76

Montoya JM (1986) Ecología y pinares. Boletín de la Estación Central de Ecología 30:19-24

Pemán J, Iriarte I, Lario FJ, editores (2017) La restauración forestal en España: 75 años de una ilusión. MAPAMA. Madrid

Pickett STA, Parker VT (1994) Aoiding the old pitfalls: opportunities in a new discipline. Restor Ecol STA, Park VT Avoid old pitfalls Oppor a new Discip Restor Ecol 75–79

Prada MA, Gordo FJ, De Miguel J, Mutke S, Catalán G, Iglesias S, Gil L (1997). Las Regiones de Procedencia de *Pinus pinea* L. en España. Organismo Autónomo de Parques Naturales, Madrid

Rivas Goday S (1947) La aridez e higrocontinentalidad en las provincias de España y su relación con las comunidades vegetales climáticas (climax). Anales del Instituto Botánico A. J. Cavanilles Tomo VII. Consejo Superior de Investigaciones Científicas

Rivas Goday S, 1966. Memoria de los trabajos desarrollados en el proyecto E25-CR-11, INIA. Madrid

Rivas Martínez (1966) Estudio de vegetacion y flora de las Sierras de Guadarrama y Gredos. Anales del Instituto Botánico A. J. Cavanilles, 1964, Tomo XXI, 1.Rivas Martínez S (1987) Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid

Rivas-Martínez S (2007) Mapa de series, geoserie y geopermaseries de vegetación de España. Itinera Geobot 17:5–428

Robichaud PR, Beyers JL, Neary DG (2000) Evaluating the efectiveness of postfire rehabilitation treatments. General Technical Report. RMRS-GTR. 63. USDA Forest Service

Robichaud PR, MacDonald L, Freeouf J, Neary D, Marin D, Ashmun L (2003) Post-fire rehabilitation of the Hayman fire. En: Graham RT (ed). 2003 Hayman Fire Case Study. USDA Forest Service. Gen. Tech. Rep. RM-RS-GTR-114

Ruiz de la Torre J (1976) La silvicultura natural en el cuadro de la ordenación ecológica de la región mediterránea. Boletín de la Estación Central de Ecología 9:3-29

Ruiz de la Torre J (1987) Vegetación mediterránea. Montes. Revista de ámbito forestal 13:11-13

Ruiz de la Torre J (1990) Distribución y características de las masas forestales españolas. Ecología. Nº 1 Extra, 1990. ICONA. Madrid

Ruiz de la Torre J (1993) La realización del Programa forestal del Plan Nacional de Obras Hidráulicas. En: Plan Nacional de Obras Hidráulicas de Manuel Lorenzo Pardo de 1933. Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente, Madrid, pp. 79-106

Ruiz de la Torre J (dir) (1996) Manual de la flora para la restauración de áreas críticas y diversificación en masas forestales. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Sevilla

Ruiz de la Torre J (2006) Mapa Forestal de España 1:50.000. http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50.aspx. Accessed 20 May 2002

Sainz-Ollero H, Sánchez de Dios R, Gracía Cervigón A (2010) La cartografía sintética de los paisajes vegetales espasñoles: una asignatura pendiente en Geobotánica. Ecología, nº 23, 2010, pp 249-272

SER (2004) The SER International Primer on Ecological Restoration. Soc Ecol Restor Int Sci Policy Work Gr 1

Soto B, Basanta R, Benito E, Pérez R, Díaz-Fierros F (1994) Runoff and erosion from burnt soils in Northwest Spain. En: Sala M, Rubio JL (eds.), Soil erosion as a consequence of forest fires. Geoforma, Logroño, pp. 91-98

Soto B, Basanta R, Díaz-Fierros F (1993) Influence of wildland fire on surface runoff from a hillslope. Acta Gelóg. Hispan. 28, 95-102

Vallejo R, Arianoutsou M, Moreira F (2012) Fire Ecology and Post-Fire Restoration approches in southern european forest types. En: Moreira F, Arianoutsou M, Corona P, De las Heras J (eds.) Post-Fire Management Restaur. South. Eur. For. Springer, London, pp 93–120

Vela A, López JC, López T, Chavarría A (2007) Después de un gran incendio: restauración del área afectada por el incendio del rodenal de julio de 2005. Guadalajara. Conf Int Incend For 1–8

Vega JA, Bará S, Villamuera MA, Alonso M (1982) Erosión después de un incendio forestal. Departamento Forestal de Zonas Húmedas. INIA

Vega JA, Bará S, Alonso M (1986) Estudio de la erosión, estabilidad de agregados y ácidos húmicos en suelos forestales quemados. Memoria 1983-1986. Centro de Investigaciones Forestales. Xunta de Galicia

Vega JA, Pérez-Gorostiaga P, Fonturbel T, Barreiro A, Fernández C, Cuiñas P (2005) Variables influyentes en la respuesta regenerativa vegetativa a corto plazo de *Quercus pyrenaica* Willd. tras incendios en Galicia. Actas 4º Congreso Forestal Español, Zaragoza

Vega JA, González-Prieto S, Merino A, Benito E (2013) Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas: Guía para su planificación en Galicia. Xunta de Galicia y Ministerio de Economía y Competitividad

Vega JA (2016) Prioridades de actuación en zonas quemadas. Cuad Soc Esp Cien For 42:155-180

Ximénez de Embún J, Ceballos L (1939) Plan para la repoblación forestal de España. En: Tres trabajos forestales. Homenaje a Luis Ceballos en su centenario. Organismos de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.1996

Capítulo 7

Criterios e indicadores bioclimáticos para la orientación y planificación estratégica de las repoblaciones forestales

Pedro ALCANDA VERGARA

1. Introducción

Los diagramas bioclimáticos (en adelante, DBC) de Montero de Burgos y González Rebollar (1973) son una herramienta sin duda infrautilizada en la ingeniería forestal desde su creación, a principios de los años setenta y reformulación en el año 1993 (Montero de Burgos 1993), a pesar de haber sido reconocida en el XI Congreso Forestal Mundial celebrado en Antalya (Turquía, 1997) como una de las aportaciones más importantes en la historia de la ciencia forestal española y europea.

En la mayoría de los casos, la aplicación potencial de los DBC en esencia consiste en reforzar y argumentar técnicamente lo que el llamado antiguamente "ojo del forestal" era capaz de intuir de forma experimental (combinación de conocimiento, experiencia e intuición), y sus posibles aplicaciones se extienden a diversas disciplinas de la ciencia y la técnica forestal como son la fitoclimatología, la dinámica vegetal, la repoblación forestal, la selvicultura, la ordenación de montes o la defensa contra incendios, entre otras. Así, en el ámbito de la fitoclimatología son buenos ejemplos las publicaciones de González Rebollar (1984), Montero de Burgos y González Rebollar (1987), Ruiz de la Torre (1990) o del propio Montero de Burgos (1995) para aplicar los diagramas a la detección del cambio climático. En el ámbito de la dinámica vegetal destacan las aportaciones de Montero de Burgos *et al.* (1981, 1987, 1991) o las anteriormente citadas de González Rebollar. En el ámbito de la repoblación forestal destacan las de García Salmerón (1981) o Alcanda (1996). En la restauración de superficies afectadas por incendios forestales, Alloza y Vallejo (2004) utilizan la intensidad bioclimática seca para el cálculo del grado de degradación y en selvicultura, Alcanda (2005) los utiliza para la adecuación bioclimática de las claras. Para su cálculo, a lo largo del tiempo, se han usado diferentes aplicaciones

informáticas como programas en BASIC, hojas de cálculo o, más recientemente, una aplicación web (http://diagramasbioclimaticos.com), programada por González García.

En este capítulo se tratará de la aplicación e interpretación de los DBC para la elección de las especies y el método o la técnica de repoblación forestal, así como para el mantenimiento y mejora del vuelo creado. Es decir, de la selvicultura aplicable sobre la cobertura forestal creada y de su posible extrapolación para la toma de decisiones a una escala por encima de la habitual de proyecto en el contexto de una planificación estratégica de las repoblaciones forestales para un territorio dado (cuenca, municipio, comarca o región).

Con este objetivo, se procede en este capítulo, en primer lugar, a explicar los fundamentos, conceptos e hipótesis de cálculo de los parámetros, índices y diagramas bioclimáticos que permiten evaluar la potencialidad del clima y la productividad forestal de un lugar. Para ello, se procede a la identificación y definición de estos indicadores bioclimáticos de referencia, así como a su análisis e interpretación para su aplicación en la repoblación forestal y en la selvicultura.

Con el fin de facilitar la comprensión de los diagramas bioclimáticos como herramienta técnica, se utilizará un ejemplo de referencia para la aplicación de los criterios de adecuación bioclimática de manera que contribuyan a la toma de decisiones, desde un punto de vista exclusivamente bioclimático, tanto para la elección de técnicas de repoblación forestal como para las intervenciones selvícolas en una masa forestal. Además, se proporciona una metodología de caracterización bioclimática del territorio mediante extrapolación de indicadores bioclimáticos para la planificación estratégica de repoblaciones forestales en el territorio y se ofrece la posibilidad de utilizarlos para la predicción de escenarios climáticos potenciales.

2. Fundamentos, conceptos e hipótesis de cálculo de los diagramas e indicadores bioclimáticos para evaluar la potencialidad del clima y la productividad forestal.

Los indicadores habituales para la caracterización bioclimática de una estación determinada solían utilizar las medias anuales de temperaturas o precipitaciones de una determinada estación meteorológica. Así, el "índice de termicidad" It = 10 (T+ m+ M), siendo (T) la temperatura media anual en grados centígrados, (m) la media de las mínimas del mes más frío y (M) la media de las máximas del mes más cálido, permite proporcionar una clasificación de pisos y subpisos u horizontes bioclimáticos para tratar de afinar algo (más bien poco) en las relaciones existentes entre las comunidades vegetales y el régimen térmico de un territorio (Rivas Martínez 1987).

Así mismo, el "índice de continentalidad", hallado por diferencia entre la temperatura media del mes más cálido y la media del mes más frío ($I_c=T_M-T_m$), permite distinguir tipos y subtipos de clima oceánico o continental. Por su parte, en función de la precipitación media anual se distinguen distintos tipos de "ombroclimas" según intervalos de precipitación (semiárido 200-350 mm, seco 350-600 mm, subhúmedo 600-1000 mm, o húmedo 1000-1600 mm) y se obtienen subtipos de ombroclimas (ombrotipos) por

cociente entre la suma de la precipitación y la temperatura media de cada mes, para los meses en que la temperatura media es superior a 0 °C.

Sin embargo, estos indicadores climáticos calculados según la temperatura y la precipitación media anual, quizá permitan una genérica caracterización bioclimática en un lugar dado, pero no tanto su extrapolación para asignar una teórica vegetación potencial. Para no equivocarse, conviene determinar la capacidad del clima para propiciar el crecimiento vegetativo durante los distintos meses del año.

En este sentido, el climodiagrama de Walter-Lieht ya había dado mucho antes, en 1967, un paso más allá para valorar la posibilidad de crecimiento vegetal al considerar la distribución mensual de temperaturas y precipitaciones para estimar el periodo aproximado de actividad vegetal, deduciendo la parada vegetativa por sequía y por frío según el balance termopluviométrico mensual (figura 7.1) obtenido a partir de las siguientes variables: i) temperatura media mensual (T), ii) temperatura media de las máximas (TM), iii) temperatura media de las mínimas (Tm), iv) temperatura máxima absoluta (tM), v) temperatura mínima absoluta (tm) y vi) precipitación media mensual (ver anexo del capítulo 4 para explicación de este diagrama).

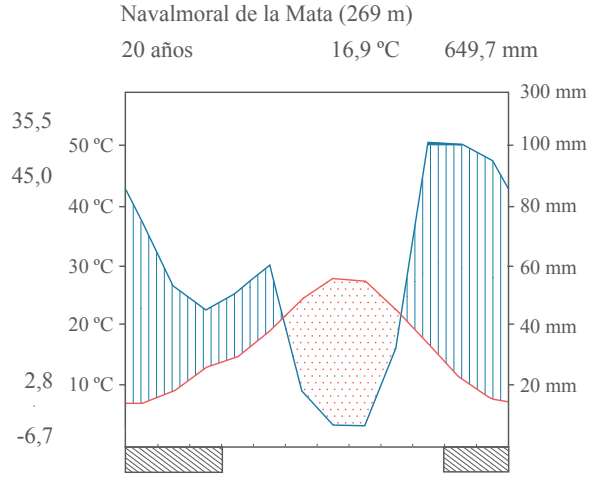


Figura 7.1. Climodiagrama de Walter-Lieht para datos de la estación cercana a los pinares de los márgenes del río Tiétar espacio natural protegido como corredor ecológico y de biodiversidad perteneciente a la Red Natura 2000.

El "periodo o intervalo de sequía" se manifiesta cuando el valor de las precipitaciones medias del mes, expresadas en mm, es inferior al doble de la temperatura media en ese mes, según el índice de sequía establecido por H. Gaussen ($P < 2T$). El diagrama de la figura 7.1. muestra un periodo seco que se extiende entre los meses de junio a septiembre, ambos inclusive, lo que significa una baja actividad vegetal por sequía debida a la escasa precipitación y al consiguiente estrés hídrico estival que se provoca al no haber en esos meses agua en el suelo disponible para el crecimiento vegetativo de las plantas.

El "periodo vegetativo" se mide por el intervalo en el que la línea de precipitaciones medias se sitúa por encima de la línea de temperaturas medias, siempre que éstas se encuentren por encima de 6 °C, periodo que se extiende de octubre a mayo, deduciéndose que al no existir ningún mes por debajo de 7 °C, no existe parada vegetativa por frío en los meses invernales, por lo que se puede afirmar que apenas existen en la zona limitaciones térmicas que impidan la instalación de especies arbóreas termófilas como el pino negral que constituye masa forestal en los márgenes del río Tiétar, o el alcornoque y la encina que aparecen dispersos bajo el dosel arbóreo del pinar, casi siempre en pies aislados. No obstante, este periodo de crecimiento vegetal suele resultar elevado por exceso, por lo que quizá en este caso haya algún mes menos para crecer.

El coeficiente entre el área seca y el área húmeda medida en el climodiagrama proporciona la "intensidad de sequía (Is)" que ofrece una idea del balance hídrico anual del que se obtiene cuándo hay agua disponible para el crecimiento vegetal. En el caso de la figura 7.1, Is es de 0,418, es decir, el área húmeda es casi 2,5 veces mayor que el área seca, lo que significa que el balance hídrico anual es positivo para la vegetación. Sin embargo, la sequía puede extenderse más en el tiempo de lo que indica su intensidad, induciendo dudas sobre el crecimiento arbóreo real aunque haya crecimiento del resto de biomasa vegetal; es decir, que en realidad puede existir una escasa productividad arbórea (forestal) y menor, aún, capacidad agroclimática del suelo.

A partir de los datos obtenidos en el climodiagrama de Walter-Lieth referidos a la precipitación anual, la temperatura media de las mínimas y la media mensual del mes con media más baja, así como el número de meses de sequía, la clasificación fitoclimática de Allué-Andrade (1990) proporciona un mapa de regiones fitoclimáticas y define 20 subtipos fitoclimáticos en la Península Ibérica, a los que asocia una tipología correspondiente de formaciones arbóreas referidas a su morfología foliar distinguiendo planifolias, ilicíneas o aciculares, entre otras.

En el caso de la zona representada en el climodiagrama, los subtipos fitoclimáticos corresponden a formaciones arbóreas ilicínicas exclusivas y genuinas, en los lugares menos secos, lo que se manifiesta en los encinares en las llanuras que rodean a los pinares predominantes en los márgenes del río Tiétar, asentados estos sobre los suelos arenosos de forma natural y espontánea desde tiempos ancestrales sin que hayan estado ocupados nunca por otra formación arbórea, lo que va a corroborar el otro recurso natural que los sustenta como factor limitante: el suelo.

De este modo el climodiagrama calculado para una estación meteorológica según la distribución mensual de su régimen termopluviométrico, permite estimar en qué época del año el clima propicia o no el crecimiento vegetal; sabiendo cuando puede crecer la vegetación conviene saber cuánto lo hace, y este es el mayor valor añadido que procuran los diagramas bioclimáticos ideados por el insigne doctor ingeniero de montes José Luis Montero de Burgos, mejorados después en sus aplicaciones por Jesús Alcanda Vergara (1996, 2005). Entre las aplicaciones desarrolladas para la repoblación forestal los DBC permiten elegir la especie idónea, incluso las técnicas y métodos adecuados de repoblación (Alcanda 1996).

3. Diagramas bioclimáticos

Los diagramas bioclimáticos, ideados en 1973, no son más (ni menos) que una herramienta técnica de cálculo, que el autor dotó, además, de base informática ya a principios de los años 80. A partir de datos meteorológicos de temperaturas y precipitaciones proporciona información sobre la potencialidad del clima en una estación determinada que, en combinación con el suelo, muestra la capacidad de ambos para producir biomasa y mantener masas forestales.

Para el cálculo de los "índices y diagramas bioclimáticos" se parte de la distribución mensual de temperaturas y precipitaciones. Sabiendo la temperatura que hace y lo que llueve en el lugar, factores del clima ambos que en principio condicionan el crecimiento de la vegetación conviene conocer las "disponibilidades hídricas", es decir, el agua que se almacena en el suelo a disposición de la vegetación que, junto con los nutrientes del suelo y la luz, permiten y propician su crecimiento y desarrollo vital.

Ahora bien, para determinar el periodo de actividad vegetal es preciso saber el "balance hídrico" que presenta el régimen termopluviométrico mensual en función de las disponibilidades de agua que proporcionan las precipitaciones y de la demanda hídrica del ambiente según la temperatura que, a su vez, es la que propicia la evapotranspiración y, por tanto, la pérdida de agua que la vegetación no puede utilizar para su crecimiento.

Por consiguiente, hay que saber el agua que disponen las plantas para crecer cada mes con el fin de conocer el periodo de tiempo que emplean en su crecimiento. Para calcular el balance hídrico mensual se puede utilizar el método propuesto por Thornthwaite y Matter (1957) que permite estimar el periodo de actividad vegetal en función de las disponibilidades de agua que tiene la vegetación en el suelo para su crecimiento, en relación con la demanda de humedad que exige el ambiente, según las condiciones atmosféricas existentes en cada época del año.

Por tanto, este balance hídrico se calcula a partir de los balances (superávit/déficit) mensuales de agua, y permite obtener estimaciones sobre las reservas de agua a disposición de las plantas, la sequía fisiológica que soportan y, en su caso, el exceso de agua que se pierde por drenaje, proporcionando así el balance entre la disponibilidad de agua en el suelo y la demanda hídrica del ambiente y, en consecuencia, la época de crecimiento vegetativo.

Para su cálculo en la zona de los pinares del Tiétar, en principio, se supuso una capacidad media de retención de agua del suelo (CRA) de 80 mm (quizá algo superior a la real en el caso de referencia) en base a Israelsen y Hansen (1962). Los resultados quedan reflejados en la figura 7.2, en la que se representan las trayectorias de las curvas de los valores de la precipitación (P) y la evapotranspiración potencial (ETP) y real máxima (ETPRM) obtenidos, de manera que reflejan la relación entre ellas a lo largo de los meses del año, manifestando así las disponibilidades de agua por las plantas en función del suministro recibido (precipitación mensual) y de la demanda hídrica existente medida por la evapotranspiración según la temperatura media de cada mes.

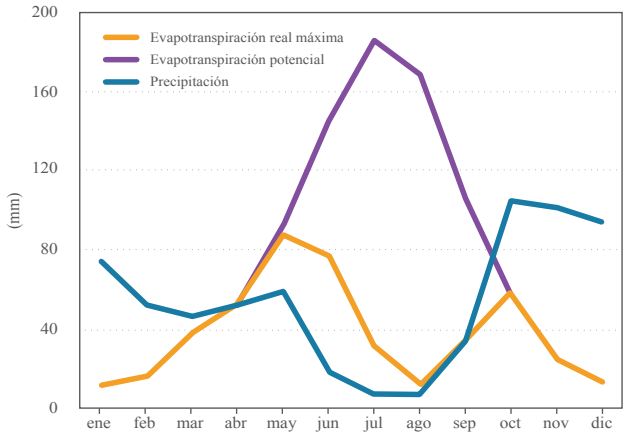


Figura 7.2. Evolución anual de los valores de precipitación, evapotranspiración potencial y evapotranspiración real máxima para la estación de Navalmoral de la Mata (TRAGSATEC 2015).

De los resultados registrados se pueden realizar los siguientes comentarios sobre los periodos de déficit, utilización y almacenamiento de agua en el suelo:

Periodo de déficit hídrico (d) o sequía fisiológica (SF) que en el caso de ejemplo se produce de mayo a septiembre, ambos inclusive, donde la evapotranspiración potencial (ETP) es superior a la evapotranspiración real máxima posible (ETRMP). Durante este tiempo existe más demanda de agua en el ambiente que la que la vegetación y el suelo pueden emitir en conjunto por su transpiración o evaporación. En este periodo se genera en las plantas un intenso estrés hídrico que reduce o impide el crecimiento de la vegetación, pues la atmósfera absorbe más agua de la que el ecosistema tiene disponible (agua libre) para suministrar y entonces la planta reacciona cerrando estomas para evitar la pérdida de agua por transpiración. En la figura 7.2 se deduce que la sequía fisiológica por falta de agua disponible en la zona de estudio prolonga el periodo seco hasta 5 meses y reduce la disponibilidad de agua para las plantas a 6 meses efectivos.

Periodo de utilización de la reserva de agua, donde la evapotranspiración real máxima posible (ETRMP) es mayor que las precipitaciones (P), extendiéndose dicho periodo en este caso desde abril a septiembre; se alarga así el parón de actividad que impide el crecimiento vegetal.

Periodo de almacenamiento de agua en el suelo que sucede desde el mes de octubre a marzo, ambos inclusive, donde las precipitaciones (P) son muy superiores a la evapotranspiración real máxima posible (ETRMP). Hasta octubre no hay pues agua disponible para las plantas, y entre los meses de octubre y noviembre se recarga el agua en el suelo, produciéndose en los meses restantes excedentes de agua al hallarse su capacidad de retención de agua completa.

Como consecuencia, se puede afirmar que, en este caso, durante la mitad del año, entre abril y septiembre, se prolonga el parón de la actividad vegetativa que impide el

crecimiento de las plantas por falta de agua, reanudándose el crecimiento vegetativo durante la otra mitad del año, entre octubre y marzo, ya que como se ha visto no existe parón invernal por frío (t > 7 °C).

En estas condiciones adversas la estrategia que emplean las plantas para superar el prolongado parón vegetativo pueden ser diversas (Valladares *et al.* 2004), en las que se encontrarían cerrar estomas y/o disminuir la superficie foliar de transpiración. Es decir, convienen al medio hojas coriáceas, más bien aciculares que planifolias; este panorama bioclimático parece pues favorecer un paisaje acicular de coníferas, más propicio para pinos que para robles. Se puede afirmar que la naturaleza con el tiempo ha seleccionado aquella especie arbórea más eficiente en el aprovechamiento del agua para dominar la masa forestal.

3.1. Parámetros edafoclimáticos e hipótesis de cálculo de los diagramas bioclimáticos

Con estos antecedentes y fundamentos, el cálculo de los índices y diagramas bioclimáticos se efectúa a partir de la distribución de temperaturas y precipitaciones medias mensuales, y de la relación entre ambas con la cantidad de agua que se puede almacenar en el suelo, tanto por la propia naturaleza de éste como por las condiciones de pendiente del terreno sobre el que se asienta; se puede obtener así la cantidad de agua que escurre sobre el terreno sin que llegue a infiltrarse y, por tanto, a poder almacenarse en el suelo a disposición de la vegetación.

Para ello, se incluyen conceptos como la evapotranspiración potencial (ETP) y residual (e), la capacidad de transferencia de agua del suelo de un mes para otro (capacidad de retención en el suelo de agua disponible para las plantas, CR) o las pérdidas por escorrentía que se producen por efecto de la pendiente (W), que permiten obtener parámetros que estiman la disponibilidad de agua en el suelo aprovechable por las plantas, así como las temperaturas umbrales que condicionan la actividad vegetativa, conceptos básicos y parámetros, constantes o variables que permiten definir y calcular los índices que dibujan un diagrama bioclimático. Para comprender la concepción e interpretación de un DBC a partir de estos parámetros edafoclimáticos conviene explicar su consideración y el significado de algunos de ellos que resultan más decisivos para facilitar su comprensión:

- **Precipitación media mensual** (P, mm). Para los objetivos de un DBC debe considerarse en su parte infiltrada, según el porcentaje de escorrentía superficial (W%) del terreno que obviamente no penetra en el suelo, y que suele considerarse como un 30 % en caso desfavorable (pierde 30% agua precipitada). En la zona de estudio que sirve de ejemplo, la escorrentía no tiene influencia dadas las escasas pendientes (< 2%) en la ribera del Tiétar, por lo que, en general, casi toda el agua de lluvia se infiltra en el suelo.
- **Temperatura media mensual** (T, °C). Para los autores del modelo la actividad vegetativa en una estación es directamente proporcional a la temperatura, siempre que esta supere los 7,5 °C que marcan el inicio de dicha actividad. Es evidente que esta correlación solo es cierta si no hay limitaciones en el suministro de agua.
- **Evapotranspiración potencial** (ETP, mm). La evapotranspiración es la pérdida de humedad del suelo que se produce mediante la evaporación directa y la

transpiración a través de la vegetación. El agua precipitada que no percola o drena a través del suelo es utilizada por las plantas para su crecimiento y desarrollo. La evapotranspiración potencial es la que se produciría con una humedad del suelo y una cobertura vegetal en condiciones óptimas y depende fundamentalmente de la temperatura y la insolación, de manera que proporciona una idea de las necesidades hídricas de la vegetación, calculada mediante el método de Blaney-Criddle (1962).

- **Evapotranspiración real** (ETR, mm). Es la cantidad de agua que es efectivamente evaporada desde el suelo y transpirada por la cubierta vegetal que, en un balance hídrico, suele ser inferior a la ETP de referencia. La ETP de referencia sólo se produce cuando el suelo dispone de bastante agua para suplirla, de modo que en los períodos secos sin humedad en el suelo el valor de la pérdida de humedad puede ser menor que el calculado (ETP), y sería el correspondiente a la ETR, que para un mes en concreto sería la suma de la precipitación en ese periodo más la reserva de agua del suelo al inicio del mismo. Solo cuando el valor anterior (precipitación + reserva) supera a la evaporación potencial puede satisfacerse la ETP de referencia y, en este caso, coincide con la real con lo que el exceso de agua permanece como reserva del suelo. En los períodos más húmedos, dicho exceso puede superar a la capacidad de reserva acumulada y existirá una evacuación del sobrante por drenaje o por escorrentía superficial, siempre que la permeabilidad del suelo sea inferior a la intensidad de la precipitación. Cuanto mayor sea la evapotranspiración real de una zona, mayor será la generación de biomasa vegetal en la misma, si bien existe una limitación en función de la fertilidad del suelo, que podría constituirse en el factor limitante del crecimiento, cuando es pobre. En el caso de la zona de estudio la frugalidad y permeabilidad del suelo arenoso supone una limitación severa excepto cuando disponga de materia orgánica y se componga de limos que retienen el agua en el suelo, lo que explica la aparición en la zona de tallares de rebollos (*Quercus pyrenaica*) donde hay pequeños cursos de agua o donde el suelo tiene componentes de limo o arcilla que retienen más agua que el suelo arenoso propio de los terrenos donde domina el pinar.
- **Disponibilidad hídrica** (D, mm). No es igual a la precipitación sino al agua adicional que el suelo almacena y pone a disposición de las plantas de un mes para otro: se corresponde con la cantidad de agua disponible en el suelo, medida por la diferencia obtenida entre la precipitación y la evapotranspiración potencial (P-ETP) según el balance hídrico (superávit/déficit de agua) mensual en el suelo. Cuando la disponibilidad hídrica es inferior a la evapotranspiración potencial (D < ETP), se va atemperando la actividad vegetativa y la planta inicia su defensa cerrando estomas, e incluso tirando hojas en las situaciones más extremas de sequía. Una vez cerrados los estomas, la evapotranspiración, aunque sigue existiendo, se ralentiza de una manera acusada y la actividad vegetativa se detiene: es lo que se denomina evapotranspiración residual.
- **Evapotranspiración residual** (e, mm). Es el valor remanente al que se reduce la ETP cuando la actividad vegetativa se detiene por pérdida de turgencia celular, en este caso por el estrés hídrico producido durante el prolongado

periodo de sequía estival; es decir, la *e* es la ETP a savia parada y se considera que varía proporcionalmente a la ETP. Si esta evapotranspiración residual se prolonga acusadamente en el tiempo, los efectos negativos para las plantas se acentúan produciendo un incremento de la tensión osmótica en el interior de las células por la pérdida del agua interna, lo que provoca la desaparición de la turgencia normal y el inicio de la plasmólisis de la célula, hasta que se produce la muerte de la planta. La evapotranspiración residual normalmente se fija en un 20% de ETP, de acuerdo con las experiencias realizadas por los autores para comprobar este parámetro.

Además de los anteriores, se utilizan algunos otros parámetros o coeficientes que contribuyen a la comprensión, cálculo e interpretación de los índices y diagramas bioclimáticos, como son:

- **Coeficiente de retención climática de agua en el suelo** (CR, mm). Se define como la capacidad de almacenaje y transferencia del agua en el suelo de un mes al siguiente. Cuando la disponibilidad hídrica de un mes es mayor que la ETP en ese mes, puede pasar un exceso de agua de un mes para el siguiente, que como máximo puede ser igual a la CR; aunque la CR parte de un concepto edáfico, es en realidad un concepto climático, pues es la capacidad de traspasar agua utilizable por la vegetación de un mes para otro. En efecto, aunque se disponga de una gran capacidad de almacenamiento (CRA) de agua en el suelo por sus características edáficas, la transferencia de agua necesaria para el siguiente mes casi nunca será igual a la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo; habrá situaciones en que la capacidad de almacenamiento no sea suficiente como para que la posible transferencia se produzca y habrá ocasiones en que la capacidad de almacenamiento sea mucho mayor que las necesidades de transferencia de un mes para el siguiente.
- **Temperaturas umbrales que condicionan la actividad vegetativa.** Se utilizan para cuantificar la poligonal de temperaturas medias mensuales, definiéndose una temperatura mínima (7,5 °C) por debajo de la cual se produce parón vegetativo por frío, valor aproximado a partir del cual comienza la actividad vegetativa de las plantas, existiendo un amplio rango térmico en donde sobreviven las especies arbóreas, considerando que no existen otras limitaciones edáficas o climáticas.

En el marco del régimen termopluviométrico, sobresalen las temperaturas umbrales y las disponibilidades hídricas, dos conceptos básicos que son fundamentales para el cálculo de los DBC que proporcionan como resultado una serie de parámetros, índices y coeficientes bioclimáticos, cada uno de los cuales permite interpretar una parte del diagrama para relacionar el clima y el suelo con la actividad vegetativa; es decir, tratan de hallar la potencialidad de un clima para producir biomasa vegetal en función de las características del suelo según diferentes hipótesis sobre su capacidad de retención de agua (CR) por su propia naturaleza y estructura, y sobre la escorrentía superficial (W) debida a la pendiente del terreno.

Evidentemente el cálculo de los DBC se hace siempre para las condiciones de clima y suelo propias de cada situación, pero al mismo tiempo se suele comparar el resultado con una serie de hipotéticas situaciones predeterminadas de capacidad de retención de agua

(CR) y de escorrentía superficial (W medida en porcentaje de agua que escurre y no se infiltra) que constituyen hipótesis de cálculo supuestas para comprobar comportamientos y respuestas de la vegetación a los efectos de tratamientos y técnicas de repoblación forestal, o bien para suponer situaciones hipotéticas para su planificación estratégica en un marco más amplio sobre un área de actuación más allá de la escala de proyecto; así, se suponen situaciones de suelo de referencia que se muestran en la tabla 7.1, entre las que se pueden calibrar situaciones intermedias posibles.

Tabla 7.1. Hipótesis de cálculo de los DBC de referencia para diferentes tipos y condiciones de suelo.

Suelo	Capacidad de retención de agua (CR) (mm)	Escorrentía superficial (W) (%)
Terreno llano con buena estructura y desarrollo de suelo	100	0
Terreno llano con suelo escaso desarrollo perfil edafológico	0	0
Terreno en pendiente con buena estructura y desarrollo suelo	100	30
Terreno pendiente suelo escaso desarrollo perfil edafológico	0	30

Con estas cuatro hipótesis de referencia se puede estudiar qué ocurriría en un terreno muy pendiente que provoca una fuerte escorrentía superficial por la que el 30% de las precipitaciones no llega a infiltrarse en el suelo, sino que escurre (W=30), o bien qué pasaría en un suelo incapaz de almacenar agua de un mes para el siguiente, es decir que tiene una capacidad de retención o de transferencia de agua nula (CR=0) y analizar una variable combinación de casos entre sí.

Las variaciones intermedias de la escorrentía se suelen tomar en intervalos de 10 o de 5 unidades porcentuales (W=5, 10, 15, 20, 25, 30), mientras que las variaciones de la capacidad de retención o de transferencia de agua se suelen tomar para valores de CR= 0, 40, 80, 100, 150 (tabla 7.2).

A estas variables edafoclimáticas, se añade la situación óptima de capacidad de retención típica (CRT, mm) que representa la máxima capacidad de retención de agua acumulable de la estación climática. Se trata pues de una constante del clima que, por tanto, caracteriza una estación en una zona determinada, y proporciona un valor a partir del cual los índices del diagrama bioclimático no varían. En este caso se dice que el diagrama queda totalmente saturado cuando la capacidad de retención CR toma el valor de la CRT, que por este motivo es considerada una constante diagramática, que muestra la capacidad que tiene el clima para el almacenamiento de agua en el suelo y pueda traspasar agua utilizable por la vegetación de un mes para otro. En España, la CRT puede adoptar valores máximos del orden de 500 mm, y puede llegar a bajar de 20 mm, indicando el máximo de agua acumulable en un mes para transferir al siguiente. En general, cuanto mayor sea la CRT, mayores serán las intensidades bioclimáticas máximas en ese clima, mayor será la variabilidad de las especies que pueden estar presentes en esa estación climática y mejor será la respuesta del bioclima a las mejoras que se puedan realizar en el suelo; la CRT también informa sobre la capacidad de resistencia a la sequía que ofrece el clima a la

Tabla 7.2. Características de los suelos según los valores de la capacidad de retención (CR).

Capacidad de retención de agua (CR) (mm)	Características de los suelos
0	Suelos esqueléticos o carentes de una estructura edáfica suficiente que retenga agua adsorbida por los coloides del suelo, por escasez o ausencia, fundamentalmente, de materia orgánica y/o de limo
40	Suelos muy pobres con muy poca capacidad de retención de agua
80	Suelos más bien pobres con escasa, baja o no demasiada capacidad de retención de agua
100	Suelos que son capaces de almacenar bastante o mucha agua en los coloides por disponer de horizontes AC con materia orgánica humificada y algún horizonte argílico con limos o arcillas
150	Suelos con una capacidad de retención muy elevada. Si se llegara a movilizar ese agua almacenada en el suelo, se estaría poniendo a disposición de las plantas el equivalente a una cantidad de lluvia del orden de la cuarta parte del total de precipitaciones anuales en la estación forestal

vegetación. Los diferentes valores de la capacidad de retención típica CRT, suponen los siguientes grados de calidad de estación bioclimática forestal:

- Zonas de muy alta CRT: mayor de 300 mm
- Zonas de CRT alta: de 180 a 300 mm
- Zonas de CRT media: de 100 a 180 mm
- Zonas de escasa CRT: de 75 a 100 mm
- Zonas de baja CRT: de 50 a 75 mm
- Zonas de CRT muy bajas: menor de 50 mm

Con estas referencias, la CRT resulta un indicador que proporciona información de interés sobre el territorio en varios aspectos:

- Por un lado, los valores de la CRT indican la capacidad del clima para albergar diversas especies vegetales por sus exigencias climáticas; así a mayor valor de la CRT, mayor será la capacidad del clima para admitir más diversidad de especies y de formaciones vegetales; con esta referencia, según sea la CRT alta o baja, se pueden identificar o delimitar zonas cuya capacidad climática les permita o no albergar cierta diversidad de formaciones vegetales.
- Por otro lado, la CRT informa sobre la capacidad que tiene una estación de resistir las sequías reincidentes, de manera que cuanto mayor sea la CRT de una zona, mayor será su capacidad de aprovechar las lluvias primaverales y, por tanto, la incidencia de las sequías estivales serán menos acusadas por la vegetación que en zonas donde la CRT sea pequeña.

- Además, la CRT de la estación también informa sobre la respuesta del terreno a laboreos encaminados a aumentar la infiltración de agua en el suelo, de manera que cuanto mayor sea la CRT, mejor será la respuesta a estos laboreos, que entonces proporcionarán mejoras más efectivas para la producción de biomasa forestal; por el contrario, cuando la CRT sea pequeña, los laboreos resultarían poco eficaces ya que las mejoras serían muy escasas o limitadas.

3.2. Identificación y definición de los indicadores bioclimáticos de referencia

Para cada una de las hipótesis (CR, W) sobre las condiciones de suelo que se formulen, se pueden calcular índices bioclimáticos, constantes y coeficientes diagramáticos. Los índices bioclimáticos representan la intensidad bioclimática o energía que proporciona el bioclima (clima y suelo) que puede ser utilizable para el crecimiento vegetativo, es decir, la que se emplea para el desarrollo de la vegetación, o lo que es lo mismo, la que el clima y el suelo de la estación proporcionan para producir biomasa (productividad forestal). Estos índices se expresan en unidades bioclimáticas (ubc). Las constantes diagramáticas son los valores fijos de CR y W correspondientes a las hipótesis de cálculo para las condiciones y características de suelo; también se consideran constantes del diagrama dos de los índices bioclimáticos: la intensidad bioclimática potencial (IBP) y la intensidad bioclimática fría (IBF). Por último, los coeficientes diagramáticos, introducidos años más tarde por Alcanda (1996), representan relaciones entre los índices anteriores que permiten desarrollar ciertas aplicaciones en el ámbito de la selvicultura.

Tomando como referencia el diagrama bioclimático característico de la zona de estudio de Navalmoral de la Mata, calculado para las hipótesis de CR=80 y W=0 (figuras 7.3 y 7.4), se explican los conceptos de las diferentes intensidades bioclimáticas, tanto las energías bioclimáticas positivas utilizables para el crecimiento y desarrollo vital de la vegetación, como aquellas restricciones energéticas bioclimáticas al crecimiento vegetal que provocan un parón vegetativo, intensidades bioclimáticas negativas, que impiden o reducen el desarrollo de la vegetación, disminuyendo así la productividad forestal.

Las intensidades bioclimáticas positivas son aquellas energías bioclimáticas utilizables para el crecimiento vegetativo que producen biomasa, es decir productividad forestal, ya sea real o potencial. Son dos: la intensidad bioclimática potencial (IBP) y la intensidad bioclimática real (IBR).

Intensidad bioclimática potencial (IBP)

Es la que habría cuando no existiesen restricciones hídricas. Por tanto la IBP responde a una medida de la máxima actividad vegetativa posible, únicamente en función de la temperatura, siempre con pleno aprovechamiento del suelo y sin limitaciones de humedad aún con escorrentías elevadas o nulas capacidades de retención de agua. Se trata pues de la máxima actividad vegetativa que puede proporcionar un clima en combinación con el suelo, en el supuesto de ausencia total de déficit de agua, como ocurre en un cultivo en regadío o en un lugar muy lluvioso. Es una constante propia de la estación climática. Representa el área comprendida entre la curva de las temperaturas mensuales y la recta de 7,5 °C (T > 7,5 °C) (figura 7.4). El valor de IBP obtenido para las hipótesis del DBC típico

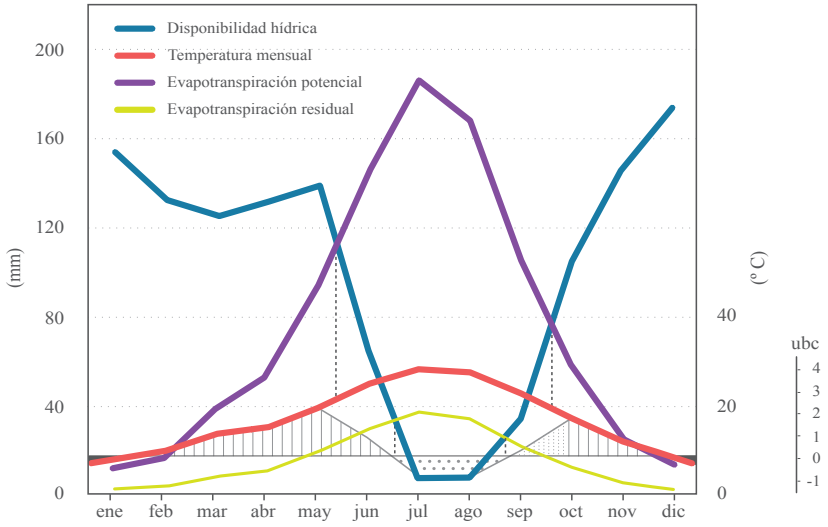


Figura 7.3. Diagrama bioclimático de Montero de Burgos (CR=80, W=0) con las curvas de la temperatura mensual, disponibilidad hídrica, evapotranspiración potencial y evapotranspiración residual y las superficies que definen las intersecciones entre ellas y representan diferentes índices bioclimáticos. La subsequía queda definida por los cruces entre la disponibilidad hídrica y la evapotranspiración potencial y el periodo de paralización vegetativa causada por la sequía estival por los cruces entre la disponibilidad hídrica y la evapotranspiración residual.

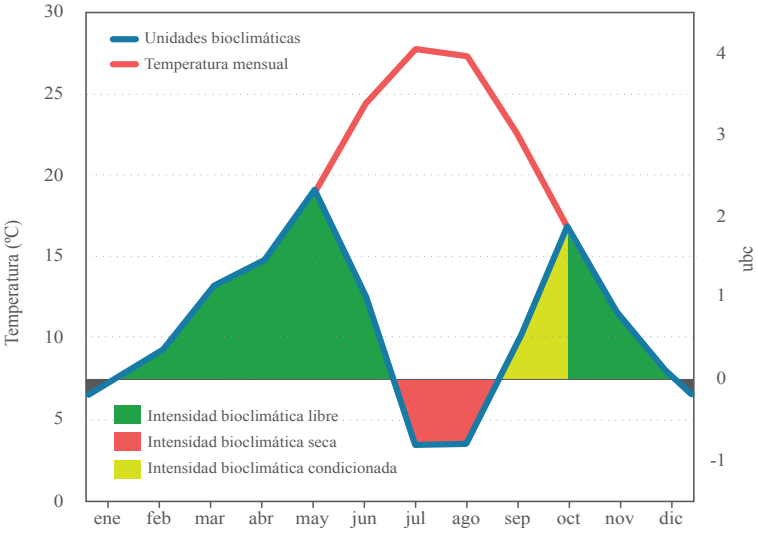


Figura 7.4. Diagrama bioclimático de Montero de Burgos con temperaturas y unidades bioclimáticas (CR=80, W=0) para la zona de Navalmoral de la Mata.

en la zona de referencia, la CRT es de casi 304 mm, indica una estación bioclimática de elevada calidad para la productividad forestal.

Intensidad bioclimática real (IBR)

Es la actividad vegetativa reducida debido a un cierto grado de carencia de agua, sin llegar a la paralización vegetativa. Se trata de la energía real disponible para la actividad vegetativa de las plantas: es la que origina el clima como consecuencia de las disponibilidades hídricas que realmente proporciona, pudiendo o no haber carencia de agua algún mes según la precipitación caída y el tipo de suelo en la zona. De este modo, si no hay una plena disponibilidad hídrica para las plantas durante algunos periodos del año, la actividad vegetativa disminuye de una manera proporcional a la disponibilidad real de agua. Por tanto, la IBR se relaciona muy directamente con la disponibilidad hídrica (D) y con la evapotranspiración potencial ETP, y representa una medida de las necesidades hídricas para las plantas. Cuando esta disponibilidad de agua es mayor que la ETP, entonces, el exceso de agua cubre la evapotranspiración potencial y no hay restricciones de agua para la planta, por lo que si D>ETP entonces IBR = IBP dado que no hay déficit de humedad. La transferencia de la IBP a la IBR, cuando hay limitación de humedad (D < ETP), se hace a través del coeficiente de pluviosidad, de transferencia o disponibilidad hídrica (C_p o C_d). Este coeficiente toma valores comprendidos entre 1, cuando la disponibilidad hídrica coincide con la evapotranspiración potencial (D=ETP) y 0, cuando coincide con la evapotranspiración residual (D=e), siguiendo la expresión:

$$C_p = \frac{D - e}{ETP - e}$$

En la figura 7.4, la IBR estaría representada por la superficie de las áreas de color verde comprendidas entre la curva de la temperatura mensual y la recta de 7,5 °C.

En los meses que hay subsequía, (e < D < ETP), su valor es menor que 1. Esta subsequía se estima mediante diferencia entre la intensidad bioclimática potencial y la real, definiendo la intensidad bioclimática subseca (ISS, ubc).

$$ISS = IBP - IBR$$

ISS estima el grado de disminución de la actividad vegetativa. En el caso de no existir subsequía, ISS = 0, entonces IBR = IBP. En la figura 7.4, la ISS estaría representada por el área en blanco comprendida entre la curva de la temperatura mensual y la recta de 7,5 °C.

Intensidades bioclimáticas fría (IBF), intensidad bioclimática seca (IBS) e intensidad bioclimática condicionada (IBC)

Las intensidades bioclimáticas negativas impiden o reducen la actividad vegetativa, por lo que se consideran restricciones energéticas bioclimáticas al crecimiento de la vegetación, bien sea por frío o bien por sequía. Son tres: la intensidad bioclimática fría (IBF), la intensidad bioclimática seca (IBS) y la intensidad bioclimática condicionada (IBC).

- **Intensidad bioclimática fría** (IBF). Mide el grado de paralización vegetativa causado por el frío cuando la temperatura media mensual es inferior a 7,5 °C en que las plantas caducas pierden las hojas y las perennes dejan de realizar

funciones fotosintéticas y, por lo tanto, no crecen. En la figura 7.4, la IBF estaría representada por la superficie de fondo negro comprendida entre la curva de la temperatura mensual y la recta de 7,5 °C (T < 7,5 °C).

- **Intensidad bioclimática seca** (IBS). Estima el grado de paralización total de la actividad vegetativa debida a una intensa sequía. La vegetación no crece al estar parada debido a la falta de disponibilidad de agua; es decir, cuando ésta es inferior a la evapotranspiración residual, por lo que el coeficiente de transferencia Cp < 0. En la figura 7.4, la IBS está representada por la superficie en rojo por debajo de la paralela al eje de abscisas en 7,5°C, y en esencia supone la pérdida de producción potencial de la vegetación debido a la sequía de un clima en un lugar dado para un suelo determinado.
- **Intensidad bioclimática condicionada** (IBC). Mide el grado de actividad vegetativa reducida generada por una sequía anterior acumulada que requiere un tiempo de reposición o de recuperación de la planta para reanudar su crecimiento tras haber perdido las células su turgencia vascular, debido al estrés hídrico al que se ve sometida durante una sequía prolongada. Por consiguiente, la IBC existe después de una época de sequía durante el tiempo siguiente al de producirse aportes de agua al suelo hasta que se compensa el desequilibrio; es decir, hasta que se alcanza la cantidad de agua suficiente para que la planta pueda volver a aprovecharla para su actividad vegetativa y, por tanto, para emprender su crecimiento. Esta IBC puede ser aprovechada completamente por especies que no necesiten más que una mínima cuantía para compensar la sequía (las herbáceas por ejemplo) lo que les da ventaja ante el regenerado de especies arbóreas, y cuya competencia podría malograrlo; desde luego que cada especie puede adaptarse a una IBC mayor o menor y de menor o mayor duración de su periodo de sequía. En la figura 7.4, la IBC está representada por la superficie de color verde claro encima de la paralela al eje de abscisas en 7,5 °C. La IBC supone la pérdida de producción por la parte de energía que se destina a recuperar las condiciones óptimas de las plantas para volver a crecer.

Intensidad bioclimática libre (IBL)

Las intensidades bioclimáticas negativas (IBS, IBF) no influyen en el cómputo de la actividad vegetativa neta empleada en el crecimiento de las plantas. No ocurre lo mismo con la IBC que, como estimador de la actividad vegetativa reducida por el estrés hídrico, permite calcular la energía efectiva que pueden utilizar las plantas para su crecimiento mediante la expresión IBR-IBC. Esta energía es la intensidad bioclimática libre (IBL).

La IBL estima la capacidad anual que tiene una estación para producir biomasa vegetal, teniendo en cuenta todas las limitaciones posibles por frío y/o sequía, y representa la actividad vegetativa real dedicada al crecimiento y mantenimiento de las plantas. Se trata, por tanto, de la energía liberada que puede utilizar efectivamente la planta para su crecimiento y desarrollo, mostrándose efectiva en la época en que no hay sequía. La IBL está representada en la figura 7.4 por la superficie de color verde oscuro por encima de la paralela al eje de abscisas en 7,5 °C. En definitiva, la IBL mide la energía bioclimática efectiva disponible para el crecimiento de la vegetación, es decir, la capacidad efectiva de

producción de biomasa vegetal del clima y el suelo cuando existen restricciones naturales de precipitaciones que no llegan a cubrir durante todo el año la capacidad de almacenaje y de transferencia de agua en el suelo de un mes para el siguiente.

4. Análisis e interpretación de los índices y diagramas bioclimáticos

Para facilitar la comprensión de la interpretación de los índices y diagramas bioclimáticos en un lugar, se calculan los DBC tipo para la zona de pinares de los márgenes del río Tiétar, que viene sirviendo de ejemplo, para diferentes hipótesis de cálculo (CR= 80, 40, 0 y 100) y sobre terrenos llanos (W=0) (figura 7.5).

Evidentemente, a un nivel más detallado de proyecto se pueden calcular los diagramas para supuestos menos frecuentes pero factibles en la zona que sirve de ejemplo, tomados tanto con los mejores suelos con mayor retención de agua como en peores suelos de mayores pendientes, hipótesis todas ellas reflejadas en los cálculos realizados en la mencionada zona de referencia (TRAGSATEC 2015).

Con los cálculos obtenidos para estos supuestos de referencia, se puede analizar un ejercicio de interpretación de los índices y diagramas bioclimáticos calculados sobre el tipo de vegetación y condiciones de las especies arbóreas admisibles en el lugar que sirve de ejemplo, así como extraer conclusiones y recomendaciones sobre la selvicultura aplicable para orientar la gestión más adecuada de la cubierta forestal arbórea en los pinares del Tiétar, basada exclusivamente en indicadores bioclimáticos, al margen de otros aspectos ecológicos, económicos, sociales o culturales que también han de tenerse en cuenta tanto para la planificación, como para el diseño y ejecución de una repoblación forestal, su instalación, seguimiento y mantenimiento.

Para empezar, según los valores obtenidos, el análisis de las constantes diagramáticas muestra que se trata de una estación de muy buena calidad bioclimática dada su elevada Capacidad de Retención Típica (CRT=303,83 mm) que proporciona una elevada Intensidad Bioclimática Potencial (IBP=22,57 ubc) indicador de su alta potencialidad para el crecimiento de la vegetación.

Dada la amplitud bioclimática de la estación, el suelo será el factor limitante para el crecimiento y desarrollo de la vegetación en la zona de los pinares del Tiétar, dada la escasa pendiente de unos terrenos mayoritariamente llanos sobre suelos arenosos. Esto significa que cuando existan condiciones favorables de suelo, por acumulación de humedad en zonas próximas a cursos de agua, o donde haya suficiente materia orgánica humificada en el suelo, o bien por la existencia de un horizonte argílico con presencia de limos, aunque se soporten sobre un sustrato arenoso, la productividad forestal se podría disparar hacia valores muy elevados. Se puede afirmar que, dada la elevada potencialidad de la estación climática en la zona de estudio, el crecimiento vegetal dependerá más de la calidad del suelo que del propio régimen termopluviométrico.

Bien es cierto que en aquellos terrenos con ligera pendiente (W=5%) sobre suelos arenosos más frugales y muy permeables, de nula capacidad de retención de agua (almacenaje y

transferencia CR=0), el estrato arbóreo puede presentar cierta inestabilidad climática por las limitaciones edáficas y mayores dificultades de regeneración natural, incrementada por la competencia de los demás estratos de vegetación, arbustivo, matorral y herbáceo, que conviven con el arbolado. La germinación de las semillas de las especies arbóreas se va a ver bastante dificultada por los restos vegetales acumulados y por el rápido encespedamiento del suelo, además de por su propia naturaleza arenosa que ya de por sí no favorece la regeneración natural del arbolado.

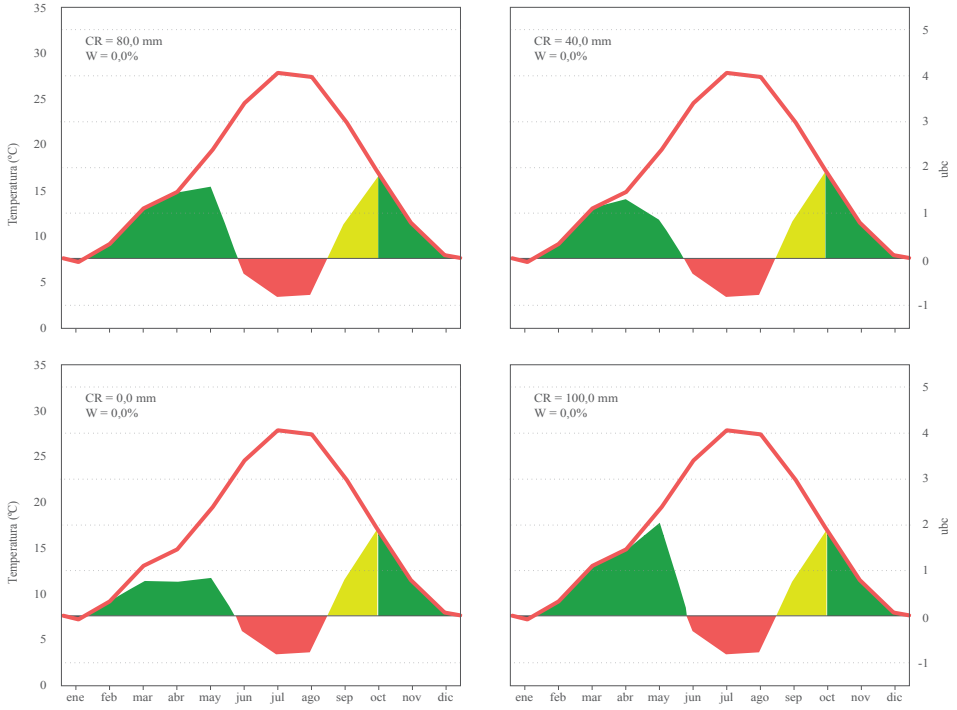


Figura 7.5. Cálculo de los diagramas bioclimáticos tipo para la estación de Navalmoral de la Mata (Ávila) en zona de pinares de los márgenes del río Tiétar para diferentes hipótesis de cálculo.

En relación a la CRT, el alto valor alcanzado en los pinares del Tiétar, permite extraer las siguientes conclusiones:

- El clima del lugar admite una notable diversidad de comunidades vegetales, con amplia variedad florística que permite la convergencia de varias especies arbóreas, como queda de manifiesto con la presencia frecuente del pino negral dominante acompañado de subpiso especies arbóreas del género *Quercus,* como la encina, el alcornoque, el rebollo y el quejigo, favorecidas por la amplitud climática de la estación forestal, que además pueden estar acompañados de un denso sotobosque de variado matorral mediterráneo, incluso soportando una considerable capacidad de resistencia a sequías prolongadas debido a su elevada CRT.

- Existe una amplia capacidad de respuesta a labores de mejora del suelo (escarificaciones, subsolados, fertilización, riegos, etc.) encaminados a aumentar la infiltración y la retención de agua en el suelo útil para las plantas, incrementando la producción de biomasa, sobre todo cuando el clima tiene un prolongado periodo seco, como es el caso; de modo que la productividad forestal respondería favorablemente a estas mejoras de suelo.
- La amplia capacidad climática permite a la vegetación, sobre todo arbórea, soportar el estrés hídrico debido al prolongado periodo de sequía estival que caracteriza la estación en la que se ubica, donde la precipitación anual parece más propia de un clima subhúmedo que seco, propiciando masas forestales densas con gran cantidad de biomasa arbórea, donde pueden convivir diferentes especies arbóreas, tanto especies colonizadoras de suelos frugales arenosos como el citado pino negral (*Pinus pinaster*) dominante, como también diversas quercíneas más exigentes que sobreviven, bien por la cubierta protectora del pinar que les reduce la insolación y la pérdida de humedad (*Quercus ilex, Q. suber* o *Q. pyrenaica*), o bien aquellas situadas sobre suelos húmedos, ya sea junto a cursos de agua o sobre suelos limosos menos permeables, con más materia orgánica y mayor capacidad de retención de agua, como sucede con los tallares de rebollos que aparecen con frecuencia en el enclave protegido.

En definitiva, dada la gran amplitud climática (IBP > 22 ubc) de la estación forestal en el área de influencia del enclave protegido, la naturaleza del suelo será bastante más determinante que el régimen climático para discriminar tipos de formaciones vegetales en general, y sobre todo de las especies arbóreas, en particular, que se pueden ubicar en esta singular estación climática.

Por su parte, la IBF (-0,04 ubc) es demasiado baja, casi despreciable en la contabilidad térmica mensual, para que exista parada vegetativa por frío, por lo que no existen restricciones para especies termófilas, lo que justifica la presencia del alcornoque (*Quercus suber*) disperso en pies aislados, protegido bajo el dosel arbóreo del pinar dominante, como ya había anticipado el régimen térmico del lugar. La presencia del rebollo, ubicado a una mayor altitud en la sierra de Gredos, junto con el alcornoque, climáticamente se explica por la existencia de heladas probables desde noviembre a marzo, y edáficamente por la presencia de suelos limosos menos permeables con mayor capacidad de retención de agua, lo que explica la presencia de tallares de rebollos rebrotados de raíz y cepa. Esta circunstancia, desde un punto de vista exclusivamente climático, también explica que los alcornoques se encuentren siempre como ejemplares aislados o en pequeños golpes protegidos bajo la cubierta del pinar, que le protegerá de estas heladas probables o bajas temperaturas durante periodos más o menos prolongados en los meses más fríos.

La elevada IBS, que oscila entre -1,58 y -1,87 ubc, supone una limitación considerable para el crecimiento y desarrollo de la vegetación y refleja un periodo seco notable. Este puede durar, en el mejor de los casos 3 meses, de junio a agosto, y en los peores suelos, con escasa o nula capacidad de retención de agua y cierta pendiente, 5 ó 6 meses (desde abril-mayo hasta septiembre-octubre). Esta sequía prolongada impone una gran inestabilidad climática que sitúa al pino negral en una situación delicada al límite de su propia supervivencia, incluso en las condiciones de suelo más favorables, de no ser por

la amplitud bioclimática que supone la elevada IBP (> 22 ubc). Las citadas quercoideas apenas sobrevivirían sin la protección que les proporciona el pinar, principalmente sobre suelos arenosos de escasa capacidad de retención de agua y con cierta pendiente. En este caso su presencia se limitará a los mejores suelos, o bien, a las zonas protegidas por los pinos. Se puede afirmar que las especies de *Quercus* sobreviven en el lugar a la sombra de los pinos, protegidos por la profusa cubierta arbórea del pinar, sobre todo en los peores suelos, cuando curiosamente a primera vista su presencia sugeriría abrirles paso. El DBC muestra que realizar esto sería un error fatal, pues en estas condiciones adversas estas especies tendrían muy difícil prosperar, mientras que el pino negral es mucho más eficiente sobre suelo arenoso, excepto cuando se acumula materia orgánica o existe algún horizonte argílico (limos/arcillas) en el que los rebollos prosperan.

Tales conclusiones se reafirman, aún más, con los elevados valores de la IBC, oscilan entre 1,47 y 1,75 ubc, que suponen una reducción considerable para el crecimiento de la vegetación, incluso en las condiciones favorables de suelo, durante un periodo que se prolonga desde septiembre hasta mediados de octubre. La sequía fuerte y prolongada limita así la presencia de especies arbóreas de hoja más planifolia, o como mucho ilicina, como son las de las encinas, de hojas coriáceas pinchudas con menor evapotranspiración que las de hojas más planifolias, como las del rebollo o el quejigo (*Quercus faginea* subsp. *broteroi*) que habita suelos silíceos. En consecuencia, la presencia de especies de frondosas mesófilas (alcornoques o quejigos) y marcescentes (rebollos) se verá limitada a suelos favorables, en zonas en las que haya un aporte adicional de agua al suelo o de ambientes húmedos, esto es, cerca de los cursos de agua; es el caso de los rebollares, que se verán limitados a dichos enclaves, favorecidos en suelos limosos o arcillosos menos permeables y con mayor capacidad de retención de agua CR. Aunque la IBC sea bastante elevada, su intensidad se modera gracias a los elevados valores que resultan de la IBL en la zona (4 ubc). Así, según los diferentes supuestos sobre suelos favorables, la IBC representa entre el 18-27% de la IBL, valores que se pueden considerar como moderados o incluso bajos, mientras que en suelos menos favorables (de CR=40 a CR=0), la IBC representa entre el 32-38% de la IBL.

La IBL en la zona de estudio es alta, oscilando entre 4,26 y 4,57 ubc, en función de que exista alguna pérdida de agua de precipitación por escorrentía (W=5%) o no (W=0). Esto significa que la productividad forestal neta en la zona de estudio es alta hasta en las situaciones menos favorables. Esta productividad, para el caso del pino negral, se puede traducir en crecimientos superiores a 4 m^3 ha^{-1} $año^{-1}$, valores que se sitúan entre las productividades forestales más elevadas (estimadas por el crecimiento correspondiente a la edad de máxima renta en especie) que ofrecen las tablas de producción para *Pinus pinaster* en el Sistema Central. Así, la IBL puede resultar bastante más alta en condiciones más favorables de suelo, ya que cuando la CR es algo más alta (CR=40) o aún más elevada (CR=80-100) se puede obtener un rango de IBL entre 5,46 y 6,87 ubc, lo que implica una productividad forestal a la altura de las mejores estaciones forestales en el ámbito mediterráneo. La IBL podría llegar hasta duplicarse o triplicarse en las mejores condiciones de suelo. Así, en el caso de que se tuviera una elevada CR (150 mm, o bien cercana a la CRT) la productividad forestal alcanzaría los 8 m^3 ha^{-1} $año^{-1}$ para CR=150 y superaría los 12 m^3 ha^{-1} $año^{-1}$ cuando CR=CRT. Esta elevada IBL compensa, en el conjunto del año, la reducción de productividad forestal tras el verano, provocada por

la intensidad de sequía estival, que siendo tan alta favorece la competencia del matorral y de las formaciones herbáceas temporales con el arbolado. Esta competencia, además, dificulta su regeneración natural, cuestiones todas ellas que pueden ser fundamentales en la gestión de la cobertura forestal. En definitiva, se trata de una IBL que mantiene la actividad vegetativa para el crecimiento y desarrollo de la cubierta forestal durante al menos 6 meses y proporciona una elevada productividad forestal a la estación en el conjunto del año. Obviamente estos valores de la IBL evidencian que la productividad forestal es siempre mayor sobre suelos bien desarrollados y estructurados que sobre suelos esqueléticos o permeables.

Además de estos índices bioclimáticos, se pueden elaborar relaciones o combinaciones entre éstos para obtener coeficientes diagramáticos y extraer consecuencias prácticas que permitan orientar una repoblación forestal, así como la gestión de la vegetación para un adecuado manejo de la cobertura forestal (Alcanda 1996).

4.1. Los coeficientes diagramáticos

Al cálculo e interpretación de los DBC mediante los índices bioclimáticos citados, ideados por José Luis Montero de Burgos, su discípulo, Jesús Alcanda (1996), les proporcionó un valor añadido mediante la elaboración de determinados coeficientes diagramáticos. Estos facilitan su aplicación e interpretación a la toma de decisiones, como la elección de especies, las técnicas de repoblación e, incluso, para los tratamientos selvícolas de mantenimiento, mejora y regeneración de una masa forestal.

Estos coeficientes diagramáticos se obtienen a partir de relaciones entre los índices bioclimáticos correspondientes a distintos supuestos que combinan la capacidad de retención de agua CR y la escorrentía W, que permiten interpretar los DBC, tanto en su aspecto gráfico como en los resultados numéricos que ofrecen, para contribuir a una mejor caracterización de la estación bioclimática forestal de que se trate. De esta manera, suponiendo determinadas mejoras de la pendiente y del suelo correspondientes a hipótesis de cálculo de CR y W que repercutan favorablemente en el crecimiento, desarrollo o productividad de la vegetación, se pueden extraer consecuencias prácticas que permitan orientar la implantación de un determinado tipo de vegetación, o su gestión para su adecuado manejo. Así, se pueden establecer unos supuestos de capacidad de retención CR y de escorrentía superficial W que respondan a la situación inicial, la mejor o peor posible, antes de proceder a su mejora, la situación que habría una vez corregida la original, y la que podría alcanzar el desarrollo evolutivo del suelo hacia un mejor perfil edáfico debido a la actuación que lo mejore (tabla 7.3).

A partir de estos supuestos, los coeficientes diagramáticos establecidos por Alcanda (1996) son los que figuran en la tabla 7.4.

Recorrido teórico de la estación (R_t)

Representa la relación entre la máxima intensidad bioclimática libre alcanzable (correspondiente al supuesto máximo, IBL_{max}: CR=150; W=0) y la mínima posible (correspondiente al supuesto mínimo IBL_{min}: CR=0; W=30), con respecto a esa mínima.

Tabla 7.3. Supuestos de mejora de las condiciones originales de suelo en cuanto a la escorrentía (W) inducida por la pendiente y su capacidad de retención de agua (CR).

Supuesto	Capacidad de retención de agua (CR) (mm)	Escorrentía superficial (W) (%)	Condiciones del suelo
Original	CR_0	W_0	Condiciones actuales de retención y escorrentía
Máximo	150	0	Suelo llano o de poca pendiente con un gran desarrollo
Mínimo	0	30	Suelo desnudo en pendiente, de nula capacidad de retención y transferencia de agua de un mes para otro, en un terreno con elevadas escorrentías
Corregido	CR0	0	Corrección de pendiente para reducir escorrentía manteniendo la actual capacidad de retención de agua en el suelo
Evolutivo	120	W_0	Labores de mejora de la capacidad de transferencia de agua en el suelo manteniendo la escorrentía actual

Este coeficiente tiene la siguiente expresión:

$$R_t = \frac{IBL_{\max} - IBL_{\min}}{IBL_{\min}}$$

R_t estima la capacidad máxima que tiene una estación determinada para producir biomasa vegetal desde las peores condiciones hasta las condiciones óptimas de suelo y de aprovechamiento de las capacidades climáticas de la estación (potencialidad del clima).

El resultado de este coeficiente obtenido en la zona del valle del Tiétar alcanza el valor de 2,27 que en este caso se puede interpretar como que existe un amplio margen de mejora potencial del terreno. En la zona de referencia, la mejora sería posible actuando más bien sobre la capacidad de retención de agua en el suelo (laboreos, subsolados, fertilización, o riegos…) y no tanto sobre las pendientes del terreno que son más bien escasas, pues la mayor parte es llano, salvo contadas excepciones.

Recorrido real de la estación (R_r)

Representa el grado de intervención sobre la estación bioclimática para alcanzar la vegetación potencial, independientemente de cuál sea esa vegetación potencial, y viene expresado por el cociente entre la máxima intensidad bioclimática correspondiente a IBL_{max}, y la actual IBL_0, con respecto a la actual. Tiene por expresión:

$$R_r = \frac{IBL_{\max} - IBL_0}{IBL_0}$$

Tabla 7.4. Coeficientes diagramáticos (Alcanda 1996).

Coeficientes diagramáticos	Fórmula	Significado	Valores umbrales	Interpretación de valores
Recorrido teórico de la estación (R_t)	$R_t = \frac{IBL_{max} - IBL_{min}}{IBL_{min}}$	Máxima mejora de la capacidad productiva de la estación desde las peores condiciones hasta las condiciones óptimas de suelo y clima		
Recorrido real de la estación (R_r)	$R_r = \frac{IBL_{max} - IBL_0}{IBL_0}$	Mejora de la capacidad productiva de la estación desde la condición actual hasta las condiciones óptimas de suelo y clima	> 1	Actuaciones justificadas, por la posibilidad de mejora del crecimiento
			< 0,7	Actuaciones poco justificadas, por la posibilidad de mejora del crecimiento
Capacidad de respuesta a las correcciones de pendiente (C_{hf})	$C_{hf} = \frac{IBL_{cor} - IBL_0}{IBL_0}$	Incremento de productividad potencial de la estación al corregir la escorrentía superficial actual, actuando sobre la pendiente	> 1	Justifica la posibilidad de actuar sobre la pendiente del suelo para reducir la escorrentía
Capacidad de aumento de la productividad forestal mediante mejora de las condiciones edáficas, no fisiográficas (C_{evol})	$C_{evol} = \frac{IBL_{evol} - IBL_0}{IBL_0}$	Incremento de productividad potencial de la estación cuando el suelo evoluciona hacia un mayor desarrollo del perfil edáfico al objeto de incrementar su capacidad de retención de agua (CRT)	> 0,7	Justifica la posibilidad de actuar mejorando la capacidad de retención de agua del suelo

Coeficientes diagramáticos	Fórmula	Significado	Valores umbrales	Interpretación de valores
Coeficiente de aprovechamiento o lejanía del estado actual con respecto al máximo (C_l)	$C_l = \frac{IBL_0}{IBL_{max}}$	Estado actual de la estación climática con respecto a su óptimo	> 0,55	Aprovechamiento elevado de la capacidad climática de la estación
			< 0,35	Aprovechamiento limitado de la capacidad climática de la estación
Coeficiente de recuperación y competencia (I_c)	$I_c = \frac{IBC_0}{IBL_0}$	Esfuerzo que supone para la vegetación la recuperación de la actividad vegetativa plena tras el periodo de sequía, tanto para su puesta en funcionamiento como para superar la competencia durante el otoño con los estratos herbáceo y frutescente	> 0,2	Dificultad de la regeneración con éxito del estrato arbóreo por la fuerte competencia de los estratos herbáceo y frutescente
Efectos de la sequía en el crecimiento vegetal (I_s)	$I_s = \frac{IBS_0}{IBL_0}$	Intensidad de la sequía y el riesgo de problemas fitosanitarios como consecuencia de la misma	> 0,2	Riesgo de daños fitosanitarios como consecuencia de la intensidad de la sequía. Plantea la necesidad de actuar para paliarlos.

Los significados de los recorridos teórico y real son similares, aunque les distingue el punto de partida. El coeficiente R_r pretende medir la mejora de la productividad potencial forestal que se ha de producir en una estación para llegar a la vegetación potencial desde la situación actual de la vegetación; por lo tanto, mide el esfuerzo que hay que realizar para llegar a la citada vegetación potencial. Como referencia orientativa, normalmente, cuando Rr > 1 suele merecer la pena actuar; dado que pequeñas actuaciones proporcionarían mejoras inmediatas en la IBL de la estación y, por tanto, de la capacidad de producción de biomasa forestal. Por el contrario, situaciones próximas al óptimo (Rr < 0,7) significarían que las inversiones que se realicen para mejorar la situación actual no supondrían una mejora evidente, inmediata y notoria de esa situación inicial, pues se supone que ya estaba cercana al óptimo, siempre desde un punto de vista exclusivamente bioclimático. En el caso de que ambos recorridos teóricos y/o reales sean muy altos o extremadamente altos, se considera que el clima dispone de una buena capacidad para mejorar las peores condiciones de capacidad de retención CR del suelo o de la escorrentía superficial W sobre terrenos con pendientes elevadas.

La aplicación de este coeficiente a la estación que sirve de ejemplo ofrece resultados dispares según las hipótesis de cálculo (tabla 7.5). En definitiva, el recorrido real R_r de la estación bajo estas diferentes hipótesis, muestra que es superior a 1 para suelos con baja CR. En suelos con CR elevada, R_r es siempre inferior a 1, por lo que la posibilidad de mejora en la zona se orientará hacia la capacidad de retener agua en el suelo que a la disminución de la escorrentía.

Tabla 7.5. Valores de R_r para diferentes hipótesis para la estación de Navalmoral de la Mata (TRAGSATEC 2015).

Hipótesis	R_r	Interpretación
CR=0; W=5	0,91	Pueden merecer la pena mejoras del suelo, bien de su capacidad de retención de agua, o bien en este caso de corrección de la pendiente; aunque desde luego se obtendrían mejores resultados en pendientes mayores
CR=0; W=0	0,78	Con las labores se podría obtener alguna mejora de la productividad vegetal, mejorando la capacidad de retención de agua por el suelo. Es en estas condiciones más desfavorables de suelo (CR=0) donde según este indicador quizá podría merecer la pena emprender actuaciones de mejora del suelo para mejorar la productividad
CR=80; W=0	0,27	No merece la pena emprender actuaciones de mejora del suelo, bien porque no se obtendrían resultados inmediatos, o bien porque la relación entre el coste de la mejora del suelo y la productividad forestal que se obtendría no resulten favorables. Se trata de una actuación poco eficiente desde el punto de vista económico
CR=40; W=0	0,58	

Capacidad de respuesta a las correcciones de pendiente (C_{hf})

Representa la relación entre la intensidad bioclimática corregida (correspondiente a IBL_{corr}) y la actual (IBL_0), con respecto a la actual. Tiene por expresión:

$$C_{hf} = \frac{IBL_{cor} - IBL_0}{IBL_0}$$

C_{hf} indica la mejora de productividad forestal potencial que se puede proporcionar al corregir la escorrentía superficial actual, y por tanto, puede interpretarse como la capacidad de respuesta de la estación a la corrección del suelo para procurar su restauración hidrológica forestal. Por lo tanto, valora el tipo de actuación que debiera hacerse para corregir la excesiva pendiente del terreno mediante la realización de subsolados, bancales, terrazas o caballones (disminución de escorrentía) en el caso de trabajos a realizar en una repoblación forestal. De esta manera, este coeficiente compara las situaciones de la IBL real o actual de un punto del territorio con la situación de la IBL de ese mismo punto cuando se ha corregido la escorrentía del terreno que le afecta (corrección de la pendiente del terreno de W_0 a W=0). Es decir, estima el incremento experimentado en la IBL media anual cuando se corrige la escorrentía, aunque no siempre los climas responden con notables aumentos de producción de biomasa cuando se disminuye la escorrentía.

En la zona de estudio, donde los terrenos son llanos no tiene sentido la corrección de pendientes. En las hipótesis que hacen referencia a terrenos con ligera pendiente los valores de C_{hf} están casi siempre por debajo de 1, confirmando, salvo excepciones, que en general no merecería la pena correcciones de pendiente para mejorar la productividad forestal.

Capacidad de aumento de la productividad forestal mediante mejora de las condiciones edáficas, no fisiográficas (C_{evol})

Este coeficiente expresa, en tanto por uno, el incremento de productividad potencial de la estación cuando el suelo evoluciona hacia un mayor desarrollo del perfil edáfico al objeto de incrementar su capacidad de retención de agua (CRT). Tiene por expresión:

$$C_{evol} = \frac{IBL_{evol} - IBL_0}{IBL_0}$$

Una mejora de la capacidad de retención de agua por el suelo se puede conseguir naturalmente procurando su propia evolución edáfica en relación con la cubierta vegetal, simplemente dejando que un bosque crezca y desarrolle sus raíces para favorecer la creación de materia orgánica y, por tanto, mejorar la capacidad de retención de agua en el suelo. Pero también se puede ayudar a la naturaleza haciendo laboreos o bien, en su caso, subsolados en profundidad para romper petrocálcicos o de arcillas cementadas, sin necesidad de corregir la pendiente del terreno con terrazas. Como referencia orientativa, normalmente valores de C_{evol} superiores al 0,7 indican que merecería la pena emprender mejoras de la calidad del suelo para favorecer su capacidad de retención de agua e incrementar la productividad forestal.

En la zona de pinares del Tiétar solamente se obtienen valores de este indicador cercanos a esta cifra de referencia en las peores condiciones de suelo: C_{evol} = 0,65 (CR=0; W=5) y de C_{evol} = 0,6 (CR=0, W=0) que indican que mejoras de suelo podrían mejorar la productividad forestal, aunque tampoco demasiado; cuando CR=0, este coeficiente C_{evol} está por encima del 0,6.

Coeficiente de aprovechamiento climático o lejanía del estado actual con respecto al máximo (C_1 o COAP)

Este coeficiente indica el estado actual de la estación con respecto a su óptimo, expresado en tanto por uno de unidades bioclimáticas. Es un coeficiente que indica

el aprovechamiento climático de un rodal determinado, ya que refleja la producción climática de biomasa que realmente se genera en ese rodal, frente a la máxima que se podría alcanzar en las mejores condiciones posibles, con un suelo de CR=150 mm y escorrentía nula W=0, es decir, en unas condiciones fisiográficas y edáficas absolutamente favorables para la producción forestal en las mismas condiciones climáticas que son propias de la estación. Este coeficiente se expresa mediante la siguiente fórmula:

$$C_l = \frac{IBL_0}{IBL_{\max}}$$

Para su interpretación es importante recalcar que, al utilizar la hipótesis (CR=150 mm; W=0%) como la de máximo aprovechamiento climático, este máximo queda enmarcado dentro del contexto forestal y no del contexto agrícola, ya que si se pretendiera hallar el aprovechamiento climático de un terreno agrícola se debería de utilizar el cociente de la IBR de la hipótesis actual y la IBP (o producción en regadío, sin restricciones hídricas). Se puede afirmar que el aprovechamiento climático de una estación será alto cuando concurran una o las dos circunstancias siguientes:

- Las condiciones bioclimáticas locales definen una hipótesis de capacidad de retención actual y de escorrentía actual (CR_0, W_0) muy próximas a la hipótesis de máximo aprovechamiento climático; es decir, muy próximas a la hipótesis óptima en un terreno forestal (CR=150 mm; W=0%).
- El máximo aprovechamiento climático se obtiene para CR_0 relativamente bajas, ya que el clima presenta limitaciones por la distribución de precipitaciones y temperaturas que favorecen que, con relativamente bajas capacidades de retención (almacenaje y transmisión mensual) de agua en el suelo, se alcancen las IBL potenciales.

Como referencia orientativa, valores de C_l inferiores a 0,35 indican que la situación actual estaría bastante alejada del óptimo y que valores superiores a 0,55 indicarían un aprovechamiento bastante bueno o muy favorable de la potencialidad climática de la estación. Es decir, el aprovechamiento climático vendrá condicionado por las circunstancias locales que definan la capacidad de retención y la escorrentía actual del terreno del mismo lugar.

En la zona de los pinares del Tiétar, solamente en el caso de suelos poco desarrollados se obtiene un valor inferior a 0,55 (C_l=0,52 para CR=0; W=5) que confirma su lejanía respecto al óptimo. En este caso si existirá un amplio margen de mejora del aprovechamiento de la potencialidad climática de la estación. En todos los demás casos frecuentes en la zona, los valores de este indicador son superiores a 0,55; desde C_l=0,85 en el mejor de los casos (CR=100; W=0) que confirman su proximidad al óptimo, hasta C_l = 0,63 en el peor de los casos posibles (CR=0; W=5, se descarta W>5) que indican un aprovechamiento bastante favorable de la potencialidad climática de la estación. En el caso de suelos sin capacidad de retención de agua (CR=0 y W=0), se obtiene un valor de C_l=0,56; evidentemente, siempre en suelos desarrollados habrá una mayor actividad vegetativa, así como mejores productividades y mayor resistencia del arbolado ante riesgos ambientales, tanto bióticos como abióticos.

Coeficiente de recuperación y competencia (I_c)

Expresa la relación entre la intensidad bioclimática condicionada y la intensidad bioclimática libre de la estación en su estado actual. Este coeficiente, expresado en tanto por uno de unidades bioclimáticas, indica el esfuerzo que supone para la vegetación la recuperación de la actividad vegetativa plena tras el periodo de sequía, tanto para su puesta en funcionamiento como para superar la competencia durante el otoño con los estratos herbáceo y frutescente que al tener raíces más someras pueden captar con mayor facilidad y eficacia las primeras aguas de las precipitaciones otoñales. Tiene por expresión:

$$I_c = \frac{IBC_0}{IBL_0}$$

Como referencia orientativa, valores de I_c superiores a 0,2 indican una estación o situación problemática para conseguir una regeneración del estrato arbóreo con garantías de éxito frente a la fuerte competencia de los estratos herbáceo y frutescente. En zonas en las que I_c sea superior a 0,3 esta competencia ya sería muy importante, de tal manera que excesivas puestas en luz del suelo (claras intensas o cortas a hecho) provocarán la instalación inmediata de matorrales y herbazales y su competencia con el arbolado, lo que puede ser un factor a tener muy en cuenta en los tratamientos selvícolas sobre la cobertura forestal. Por tanto, el coeficiente I_c es de una gran utilidad para orientar el manejo de la vegetación mediante el tipo de tratamientos selvícolas recomendables sobre la cobertura forestal arbolada, según su intensidad para evitar claros excesivos que perjudiquen la regeneración natural del arbolado, incluso su influencia en la escorrentía superficial, sobre todo en terrenos más o menos pendientes, según el índice de competencia en combinación con el índice de lejanía del óptimo.

En los climas mediterráneos, como es el caso de la referida zona de pinares, en que la IBC es importante, valores elevados de I_c señalan una fuerte competencia de la vegetación arbórea con la leñosa y herbácea; igualmente indica que la producción de pastos de otoño puede ser un factor económico forestal que resulte interesante considerar. Los valores de Ic obtenidos en la zona de estudio señalan que, excepto en condiciones óptimas (CR=150, W=0; I_c = 0,19) o máximas (CR=CRT, W=0; Ic =0,75), en todos los demás casos frecuentes analizados, incluidos terrenos con alguna pendiente (W=5%) este coeficiente es superior a 0,20 lo que muestra la elevada intensidad de sequía existente y la fuerte competencia que presentarán los estratos herbáceo y frutescente con el arbóreo. En las peores condiciones de suelo de escasa retención de agua, se obtienen valores de I_c superiores a 0,3 (I_c = 0,42 con CR=0, W=5 e I_c = 0,38 con CR=0, W=0), incluso en suelos con alguna retención (I_c = 0,35 con CR=40, W=5 e I_c = 0,32 con CR=40, W=0), lo que indica el elevado esfuerzo de recuperación que tiene que hacer la vegetación tras la sequía estival y la fortísima competencia que para el estrato arbóreo suponen los estratos arbustivo, de matorral y herbáceo, así como las dificultades para la regeneración natural del arbolado, incluso sobre suelos con alguna capacidad de retención de agua.

Efectos de la sequía en el crecimiento vegetal (I_s)

Mide la intensidad de la sequía (IBS) con respecto a la intensidad libre (IBL) o la cantidad de potencial productivo negativo por sequía, frente a la productividad real (IBR=IBL-IBC).

Este coeficiente tiene la siguiente expresión:

$$I_s = \frac{IBS_0}{IBL_0}$$

Como orientación, se pueden tomar decisiones sobre los tratamientos selvícolas de prevención fitosanitaria aplicables en función de los valores que toma IBS respecto los de la IBL, excluyendo especies que estén fuera de su estación habitual. Así, cuando la intensidad de sequía I_s toma valores inferiores a 0,2, probablemente no será necesario tomar medidas extraordinarias de prevención fitosanitaria, desde el punto de vista bioclimático. Sin embargo, cuando I_s oscila entre 0,2 y 0,3, la posibilidad de daños por plagas de insectos o ataques de hongos es de consideración, y seguramente será conveniente tomar medidas especiales de prevención; cuando I_s supera el valor de 0,3, y más claramente cuando supera el valor de 0,5 existen aún más posibilidades de daños bióticos y sin duda será preciso tomar medidas extraordinarias de prevención fitosanitaria. En cualquier caso, con carácter orientativo, al interpretar este coeficiente de intensidad de sequía I_s conviene tener en cuenta el valor de la CRT, ya que cuanto más pequeño sea éste, menor será la resistencia de la estación a la sequía, y por tanto menor resistencia a los daños provocados por estrés hídrico.

Como la CRT en la zona de pinares del Tiétar es bastante elevada la amplitud bioclimática de la estación puede ayudar a la masa forestal a resistir mejor la sequía, de modo que la vegetación tenga una alta capacidad de aprovechamiento de las lluvias otoñales y primaverales para poder resistir la prolongada sequía veraniega. Desde luego, el índice de sequía I_S en la zona de estudio es muy elevado (0,41-0,45) cuando la CR es nula, hasta cuando existe alguna capacidad de retención de agua en el suelo (I_S= 0,34 con CR=40), incluso sería bastante apreciable cuando es más elevada (I_S = 0,29 con CR=80) y más acusado todavía cuando existe alguna escorrentía superficial (W=5). Desde un punto de vista bioclimático, se puede concluir que en la referida zona de pinares del Tiétar el riesgo de daños por plaga sería elevado casi siempre, especialmente cuando los suelos no presenten una buena estructura para resistir la sequía. En todo caso, como se ha mencionado, también la intensidad de sequía en esta zona contribuye a la fuerte competencia que soporta el arbolado frente a los estratos arbustivo, frutescente y herbáceo, especialmente en suelos con CR nula; de ahí que convenga la necesidad de mantener una cubierta arbórea suficiente, incluso procurar algún desbroce selectivo que controle el matorral y reduzca la competencia con el arbolado y especialmente con los regenerados, pues puede resultar fundamental para el mantenimiento y renovación del estrato arbóreo. Por este motivo es recomendable que la selvicultura aplicable en la zona de pinares procure el mantenimiento de una adecuada fracción de cabida cubierta del arbolado, de manera que se favorezca su regeneración natural mediante adecuada puesta en luz.

La aplicación de los DBC y los coeficientes diagramáticos al caso que ha servido de ejemplo para la exposición anterior, Pinares del Tiétar, queda ampliada en TRAGSATEC (2015) y Alcanda (2017).

4.2. Criterios bioclimáticos orientativos para la elección de técnicas de repoblación forestal

Otra de las aplicaciones de los DBC es ayudar a averiguar cuál es la técnica de forestación que en cada caso proporciona una apreciable mejora de la estación bioclimática, entendida como

una mejora de los supuestos de capacidad de retención del suelo (CR) y de la escorrentía (W) según la pendiente del terreno. La mejora de estas condiciones puede suponer una mejora de IBL que dispone la vegetación para su crecimiento y, por tanto, de la productividad forestal, y una disminución de la IBS.

Alcanda (1996) elaboró unos índices de estimación y de referencia que, en su día, fueron el preludio de los coeficientes diagramáticos anteriormente descritos y concebidos poco más tarde por el mismo autor (tabla 7.6).

- **Índice de mejora de la productividad forestal IBL (I_{IBL}).** Estima la mejora del suelo proporcionada por una determinada técnica de preparación del terreno desde la situación inicial a la final. Es equivalente al coeficiente diagramático C_{hf} (hidrológico-forestal).

  Para ofrecer una idea del empleo de este coeficiente como índice de estimación en cada caso, en el citado artículo se proporcionan valores de los índices de estimación (tablas 7.6 y 7.7) en función, tanto de diferentes técnicas de preparación del terreno (subsolado, acaballonado, aterrazado) sobre supuestos grados de desarrollo del perfil edáfico (escaso CR_0= 0, medio CR_0= 60, alto CR_0= 100) en laderas de pendiente acusada (W= 25-30%), como de la amplitud (puntual, lineal, areal) de los distintos procedimientos de preparación del suelo según la profundidad de laboreo (escasa, media, profunda) sobre terrenos de pendiente escasa o nula (W=0%).

  En el primer caso (tabla 7.6) sobre terrenos pendientes (W_0=30), la comparación de los índices de estimación obtenidos en cada caso puede orientar la técnica más adecuada de preparación del terreno que proporcione mayor aumento de productividad forestal IBL; en terrenos de menor escorrentía puede hacerse una comparación análoga bajo el supuesto de W_0=15%. En el segundo caso (tabla 7.7) sobre terrenos llanos (W_0=0), la comparación de los índices de estimación obtenidos en cada caso puede orientar las labores más adecuadas para aumentar la capacidad de retención de agua en el suelo a disposición de la vegetación.

  Así, los tratamientos puntuales reflejados representan las mejoras en la IBL producidas por preparaciones del terreno mediante casillas picadas (CR_0+10) y ahoyados manuales (CR_0+20) o mecanizados (CR_0+30). Los tratamientos lineales se refieren a subsolados lineales de profundidad moderada (CR_0+30) o más profundos (CR_0+40) y los tratamientos areales se refieren a labores plenas superficiales (CR_0+30), a fajas subsoladas de profundidad media-alta (CR_0+50) y a subsolados plenos y profundos (CR_0+60).

  Incluso de ambas tablas se podrían deducir las situaciones correspondientes a labores mixtas encaminadas a rectificar al mismo tiempo la escorrentía y la capacidad de retención de agua. En cualquier caso, estos índices de estimación tratan de valorar las mejoras relativas de unos tratamientos respecto a otros, sustituyendo los valores de las IBL en las ecuaciones y eligiendo aquellos que produzcan un mayor incremento de la productividad forestal. Ahora bien, para interpretar mejor estos índices de estimación conviene saber en qué medida o con cuanta intensidad es necesario actuar en una estación según sus posibilidades de mejora, comparándolos con otros índices de referencia, como es la mejora

Tabla 7.6. Valores del índice de estimación de intensidad bioclimática libre según diferentes técnicas de preparación del suelo y distintos supuestos de grados de desarrollo del perfil edáfico (laderas de pendientes entre 25 y 30%) (Alcanda 1996).

	Desarrollo del perfil edáfico		
	Escaso $CR_0 = 0$; $W_0 = 30$	**Medio** $CR_0 = 60$; $W_0 = 30$	**Alto** $CR_0 = 100$; $W_0 = 30$
Subsolado en curvas de nivel	$\frac{IBL\,(0{,}20) - IBL\,(0{,}30)}{IBL\,(0{,}30)}$	$\frac{IBL\,(60{,}20) - IBL\,(60{,}30)}{IBL\,(60{,}30)}$	$\frac{IBL\,(100{,}20) - IBL\,(100{,}30)}{IBL\,(100{,}30)}$
Acaballonado en curvas de nivel	$\frac{IBL\,(0{,}10) - IBL\,(0{,}30)}{IBL\,(0{,}30)}$	$\frac{IBL\,(60{,}10) - IBL\,(60{,}30)}{IBL\,(60{,}30)}$	$\frac{IBL\,(100{,}10) - IBL\,(100{,}30)}{IBL\,(100{,}30)}$
Aterrazado	$\frac{IBL\,(0{,}0) - IBL\,(0{,}30)}{IBL\,(0{,}30)}$	$\frac{IBL\,(60{,}00) - IBL\,(60{,}30)}{IBL\,(60{,}30)}$	$\frac{IBL\,(100{,}00) - IBL\,(100{,}30)}{IBL\,(100{,}30)}$

Tabla 7.7. Valores del índice de estimación de intensidad bioclimática libre según procedimientos de preparación del suelo de diferente extensión y distintas profundidades de laboreo (laderas de pendientes nulas o escasas) (Alcanda 1996).

	Profundidad de la labor		
	Escasa	**Media**	**Alta**
Puntuales	$\frac{IBL\,(CR_0 + 10{,}0) - IBL\,(CR_0{,}0)}{IBL\,(CR_0{,}0)}$	$\frac{IBL\,(CR_0 + 20{,}0) - IBL\,(CR_0{,}0)}{IBL\,(CR_0{,}0)}$	$\frac{IBL\,(CR_0 + 30{,}0) - IBL\,(CR_0{,}0)}{IBL\,(CR_0{,}0)}$
Lineales		$\frac{IBL\,(CR_0 + 30{,}0) - IBL\,(CR_0{,}0)}{IBL\,(CR_0{,}0)}$	$\frac{IBL\,(CR_0 + 40{,}0) - IBL\,(CR_0{,}0)}{IBL\,(CR_0{,}0)}$
Areales	$\frac{IBL\,(CR_0 + 30{,}0) - IBL\,(CR_0{,}0)}{IBL\,(CR_0{,}0)}$	$\frac{IBL\,(CR_0 + 50{,}0) - IBL\,(CR_0{,}0)}{IBL\,(CR_0{,}0)}$	$\frac{IBL\,(CR_0 + 60{,}0) - IBL\,(CR_0{,}0)}{IBL\,(CR_0{,}0)}$

máxima relativa alcanzable, medida por el recorrido máximo R_t de la IBL en la estación (considerado un límite superior inalcanzable a corto plazo).

- **Índice de potencialidad reconstructora (P_r)** de la estación en terrenos de pendiente acusada (W=30%) que permite simular la mejora de la productividad forestal aumentando la capacidad de retención de agua en el suelo con el desarrollo del perfil edáfico al cabo de algún tiempo, mediante la relación entre la IBL mejorada (CR=100; W=30) y la IBL_o de un suelo pendiente poco desarrollado (CR=0; W=30), respecto a este último:

$$P_r = \frac{IBL_{mejor} - IBL_0}{IBL_0}$$

  Es equivalente al coeficiente diagramático C_{evol}. Este índice de potencialidad reconstructora se puede valorar para terrenos de menos pendiente (W=15) o llanos (W=0) para abarcar posibles situaciones generales, de modo que, según disminuyan estos índices de potencialidad, la reconstrucción resultará más difícil o tardará más para albergar un estrato arbóreo, lo que implicaría mayor necesidad de actuación.

- **Índice de comparación entre la productividad forestal de partida (IBL_0) y la productividad forestal máxima alcanzable** (IBL_{max}: CR=150 mm; W=0%) correspondiente a la situación más favorable. Este índice comparativo se corresponde con el coeficiente diagramático denominado coeficiente de aprovechamiento.

  Cuando se trata de una repoblación forestal este coeficiente de aprovechamiento se puede interpretar como un estimador del alejamiento de un rodal o del territorio respecto a la vegetación potencial, independientemente de cual sea ésta. Constituye, por tanto, un valor orientador del tipo de actuación que se requiere para la mejora del suelo y, en consecuencia, de la productividad vegetal, en función del nivel biológico que se pretenda alcanzar de la vegetación a implantar. Esto permitirá elegir la especie forestal más adecuada para el objetivo de la repoblación.

Los índices de estimación señalados suponen una cuantificación aproximada de la mejora de la productividad forestal que respondería a una escala de valores de la IBL en respuesta a las mejoras de la capacidad de retención del suelo CR y de la escorrentía W, producidas por una determinada preparación del terreno.

5. Caracterización bioclimática del territorio mediante extrapolación de indicadores bioclimáticos para la planificación estratégica de las repoblaciones forestales

Una vez expuestas las hipótesis de cálculo, el análisis e interpretación de los parámetros, índices y diagramas bioclimáticos, o sus combinaciones mediante coeficientes diagramáticos, o los índices de estimación y de referencia o comparación, sus valores, supuestos y tendencias, estimados para una estación, un lugar o un rodal determinado, se trata en este apartado de proceder a su análisis y extrapolación más allá del monte o de un

lugar para un ámbito territorial a una escala superior de trabajo con mayor perspectiva, que puede ser una comarca, una provincia o una región, o bien una cuenca o subcuenca hidrológica, de manera que contribuya en cualquier caso a la planificación estratégica de repoblaciones forestales en el territorio.

Así, por ejemplo, los análisis e interpretaciones de estos indicadores bioclimáticos calculados para la zona estudio, permiten extraer consecuencias y aplicaciones prácticas de repoblación y selvicultura que se pueden extrapolar para su aplicación en otras zonas de bioclimas similares, desde el subhúmedo al seco, o continental en el área de influencia mediterránea donde existan periodos secos más o menos prolongados, condiciones que se dan en la mayor parte del territorio español.

De un modo similar, los diagramas, parámetros e índices bioclimáticos y los coeficientes diagramáticos que los relacionan, junto con los demás indicadores bioclimáticos referidos, también se pueden extrapolar, georreferenciar y zonificar por regiones o comunidades autónomas cuando se trate de una planificación estratégica nacional a nivel de España, o bien por provincias o comarcas, cuando la planificación estratégica sea a nivel de una comunidad autónoma, incluso por cuencas o subcuencas para procurar su ordenación agrohidrológica y para planificar su restauración hidrológica forestal en el territorio. Para ello, es preciso proceder a la caracterización bioclimática del territorio mediante un análisis de las relaciones entre clima, suelo y vegetación, basado en el cálculo de los DBC y en el análisis y la interpretación de los parámetros e índices bioclimáticos y los coeficientes diagramáticos, a partir de datos edáficos, fisiográficos y termopluviométricos corregidos y transferidos, de modo que proporcionan indicadores bioclimáticos estratégicos que permiten realizar una valoración fitoclimática y una zonificación del territorio.

La metodología empleada para la caracterización bioclimática del territorio fue utilizada por TRAGSATEC para la Región de Murcia durante el proceso de elaboración (2002-2004) de su Estrategia Forestal Regional, así como de la Comunidad Valenciana durante el proceso de elaboración (2003-2005) de su primer Plan General de Ordenación Forestal (figura 7.6).

Los aspectos más relevantes de esta metodología son:

- **Zonificación por unidades territoriales**, ya sean administrativas (provincias o secciones territoriales) o de gestión forestal (distritos, demarcaciones o comarcas forestales) o bien unidades hidrológicas (cuencas o subcuencas) a las que se pueden referir el resto de los factores, variables y parámetros a analizar e interpretar.

- **Zonificación "edafoclinológica" o "edafofisiográfica" del terreno**. Se puede realizar mediante el cruce de datos infocartográficos de suelos y pendientes medias, en función de la cartografía disponible en cada comunidad autónoma o provincia, con el fin de delimitar áreas homogéneas que tengan análoga fisiografía y capacidad de usos del suelo, cada una de las cuales se identifican como teselas bioclimáticas que constituyan unidades ambientales que respondan a un cierto comportamiento bioclimático más o menos homogéneo o similar al asignar hipótesis bioclimáticas (CR y W).

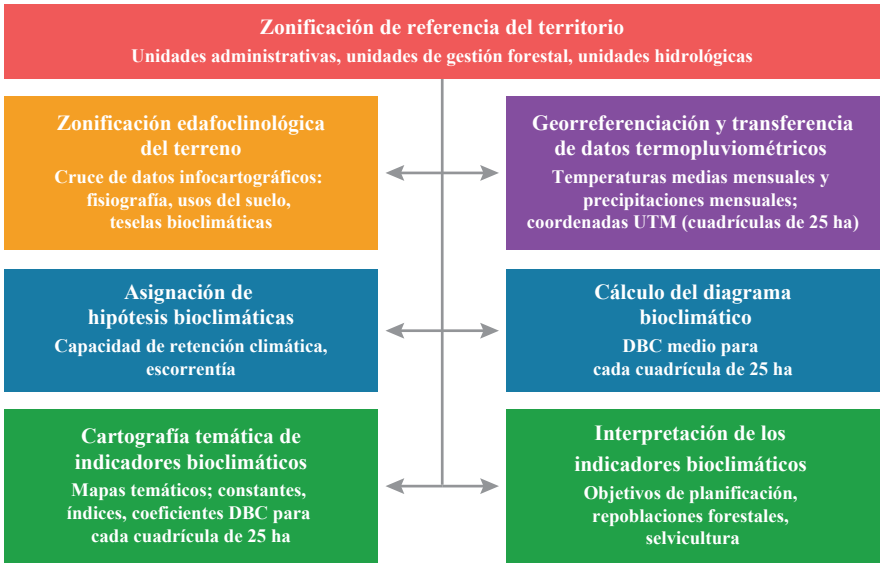


Figura 7.6. Esquema metodológico para la caracterización bioclimática del territorio (TRAGSATEC 2002).

Para ello, a partir de modelos digitales del terreno conviene utilizar cartografías de variables geomorfológicas o fisiográficas de tipos de pendientes que se puedan cruzar mediante sistemas de información geográfica con criterios edáficos o agrológicos que dispongan de tipos y asociaciones de suelos que permitan estimar su grado evolutivo, con el fin de asignar a cada zona homogénea o tesela bioclimática una determinada capacidad de retención de agua en el suelo (CR) y una escorrentía (W) con un comportamiento bioclimático homogéneo. Recientes investigaciones, a partir de estas variables geoambientales (climáticas, fisiográficas y edáficas), pueden establecer el "índice de sitio" o calidad de estación donde estimar el crecimiento y la productividad de una zona para una especie forestal (Proyecto IMAGINE. FEDER Interconecta 2015).

Así, a partir de la clasificación de los tipos o asociaciones de suelos o de su capacidades de uso en la cartografía edáfica existente, se asigna un grado evolutivo del suelo (poco, mucho o nada evolucionado) al que, según el tipo y composición característica del suelo o asociación, o de su capacidad agrológica, se le asigna una capacidad de retención climática (CR mm de agua retenible en el suelo), y en los mapas geomorfológicos o fisiográficos que clasifican los tipos de relieve o rangos de pendientes (terrenos llanos, ondulados o pendientes) se asigna a cada unidad clinométrica una escorrentía (W, en tanto por ciento de la precipitación asociada al DBC).

La tabla 7.8 muestra un ejemplo de asignación de rangos de CR y W según el relieve del terreno y grado de evolución del suelo, a cada uno de los cuales se pueden asignar valores medios para su georreferenciación. De este modo se

asigna a cada tesela bioclimática un valor medio de CR y de W que responde a un comportamiento bioclimático más o menos homogéneo o similar.

Tabla 7.8. Asignación de rangos de capacidad de retención (CR) y escorrentía (W) según intervalos de pendiente y grado evolutivo del suelo.

Tipo de terreno (relieve y evolución del suelo)	Pendiente (%)	Capacidad de retención de agua (CR) (mm)	Escorrentía superficial (W) (%)
Llano con poco o sin apenas suelo	0-5	0-40	0-5
Llano con suelo mas o menos evolucionado	0-5	40-80	0-2
Llano con suelo muy evolucionado	0-5	80-120	0
Ondulado con poco o sin apenas suelo	5-15	100	15-20
Ondulado con suelo mas o menos evolucionado	5-15	100	10-15
Ondulado con suelo muy evolucionado	5-15	100	5-10
Pendiente con poco o sin apenas suelo	15-30	160	25-30
Pendiente con suelo mas o menos evolucionado	15-30	160	20-25
Pendiente con suelo muy evolucionado	15-30	160	15-20
Muy pendiente con poco o sin apenas suelo	>30	160	50-60
Muy pendiente con suelo mas o menos evolucionado	>30	160	40-50
Muy pendiente con suelo muy evolucionado	>30	160	30-40

- **Georreferenciación y transferencia de datos termopluviométricos de partida** mediante la extrapolación de temperaturas y precipitaciones medias mensuales a todos los puntos del territorio georreferenciados mediante sus coordenadas UTM (división cuadrículas 25 ha).

  Para conseguir la transferencia de datos termopluviométricos de partida se puede proceder a la extrapolación de temperaturas y precipitaciones medias mensuales a todos los puntos del territorio mediante funciones de regresión termométricas y pluviométricas F(X,Y, Z) obtenidas para cada mes y para cada unidad hidrológica o bioclimática considerada en la posición de cada punto del territorio, definida por sus coordenadas UTM (X, Y, Z).

  Así se puede dividir el territorio considerado en cuadrículas de 25 hectáreas, y aplicar las funciones de regresión termométricas y pluviométricas halladas referidas al centro geométrico de cada cuadrícula, expresado por su correspondiente coordenada UTM, obteniéndose 24 valores por punto correspondientes a las 12 temperaturas y 12 precipitaciones medias mensuales de cada coordenada UTM.

A cada una de estas teselas se asignará un par de valores de CR y W, en función de donde se localice el centro geométrico de cada cuadrícula de acuerdo con los criterios de asignación señalados, y cuya localización quede dentro de una determinada tesela bioclimática.

- **Cálculo del DBC medio.** A partir de la asignación de CR y W, junto con los valores medios de temperaturas y precipitaciones mensuales obtenidas para cada cuadrícula, se calcula el DBC original o actual de cada cuadrícula de 25 ha del territorio y de cada tesela bioclimática.

  Incluso, además de este DBC original o actual, se pueden calcular los DBC e índices bioclimáticos y constantes diagramáticas correspondientes a los tipos de hipótesis de CR y de W que sirven de referencia para la toma de decisiones (tabla 7.9).

Tabla 7.9. Cálculo de los diagramas bioclimáticos e indicadores diagramáticos correspondientes a hipótesis (CR,W).

Tipo de Hipótesis	Valores de capacidad de retención de agua y de escorrentía superficial		Identificación de índices y constantes del diagrama bioclimático				
	CR (mm)	W (%)	IBL	IBS	IBC	IBF	CRT
Actual o real	CR_0	W_0	IBL_0	IBS_0	IBC_0	IBF_0	CRT
Máxima o potencial	150	0	IBL_{max}	IBS_{max}	IBC_{max}	IBF	CRT
Mínima	0	30	IBL_{min}	IBS_{min}	IBC_{min}	IBF	CRT
Típica	CRT	0	IBL_{tip}	IBS_{tip}	IBC_{tip}	IBF	CRT
Corregida	CR_0	0	IBL_{cor}	IBS_{cor}	IBF_{cor}	IBF	CRT
Evolucionada	150	W_0	IBL_{ev}	IBS_{ev}	IBC_{ev}	IBF	CRT

Así, la hipótesis actual o real, se refiere a la CR_0 y W_0 asignadas a cada tesela bioclimática (y por ende a cada cuadrícula) correspondientes al DBC original, actual o real. La hipótesis máxima (o potencial) se refiere al DBC calculado para cada cuadrícula suponiendo unas condiciones óptimas potenciales de cada lugar correspondientes a la hipótesis CR=150 mm y W=0%. La hipótesis mínima se refiere al cálculo del DBC para cada cuadrícula suponiendo las peores condiciones medias, correspondientes a la hipótesis CR=0 mm y W=30%.

La hipótesis típica se refiere al cálculo del DBC para cada cuadrícula con CR=CRT y W=0%; es decir, suponiendo que la cuadrícula tiene la CRT. La hipótesis corregida se refiere al cálculo del DBC para cada cuadrícula suponiendo que la

escorrentía actual o real estuviera totalmente corregida; es decir, es el cálculo del DBC con la capacidad de retención original o real (CR_0), y una escorrentía corregida hasta W=0%. Por último, la hipótesis evolucionada se refiere al cálculo del DBC considerando la escorrentía actual o real, pero suponiendo una evolución del suelo que mejora la capacidad de retención hasta una CR potencial.

- **Elaboración de una cartografía temática.** A partir de estos valores se pueden elaborar mapas de referencia de precipitación total anual y de temperatura media anual, y otros mapas temáticos referidos a las constantes climáticas IBF_{real} y CRT, a los índices bioclimáticos actuales IBL_{real}, IBS_{real} e IBC_{real}, así como a los coeficientes diagramáticos correspondientes al recorrido teórico de la estación climática R_t, a su recorrido real R_r, a la capacidad de respuesta a la corrección de pendiente o a la restauración hidrológico forestal C_{hf}, y a la capacidad de aprovechamiento climático o alejamiento de la vegetación potencial de la zona (COAP).

  Así, un mapa de temperatura media anual y de precipitación total anual (figura 7.7) puede dar una idea genérica de la bondad del clima para el crecimiento de la vegetación, pero su cuantificación se realiza mediante el régimen termopluviométrico mensual valorado con los indicadores bioclimáticos.

  Para ello, se pueden interpretar los valores de las constantes del clima del lugar CRT e IBF, de los índices bioclimáticos IBL, IBS, IBC y de los coeficientes diagramáticos, de manera que constituyan indicadores de referencia sobre ciertas características, cualidades o capacidades del bioclima (clima, suelo y vegetación) que proporcionen información estratégica fitoclimática que contribuya a la toma de decisiones sobre las posibilidades de instalación y supervivencia de la vegetación (repoblación forestal), y recomendaciones sobre su manejo (selvicultura) para su adecuada regeneración, mantenimiento y mejora, uso o aprovechamiento sostenible.

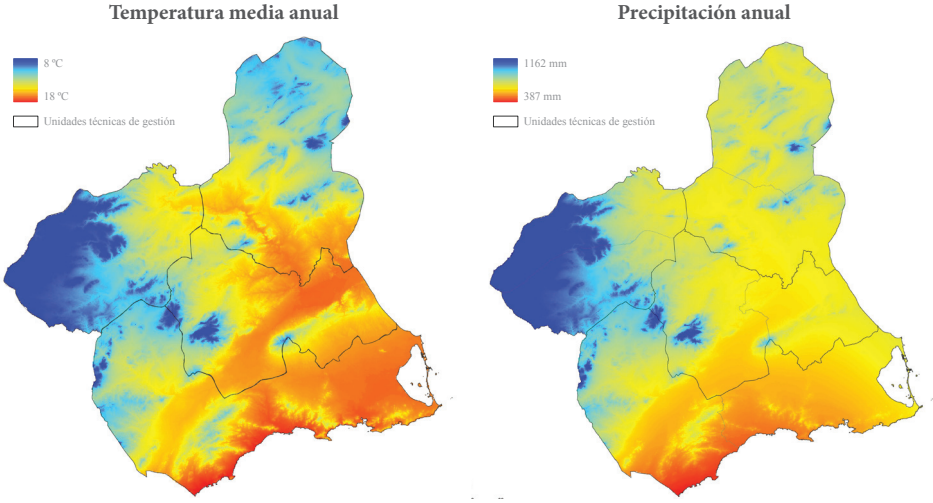


Figura 7.7. Valores de los parámetros termopluviométricos en la Región de Murcia (TRAGSATEC 2002).

5.1. Zonificación e interpretación de constantes bioclimáticas como indicadores estratégicos de la potencialidad del clima para favorecer la diversidad y la productividad forestal

5.1.1. Capacidad de retención típica (CRT)

CRT se considera una constante del clima que caracteriza una estación climática para una zona determinada. De su aplicación a la región de Murcia se puede realizar una zonificación del territorio según los valores de CRT (figura 7.8), delimitando zonas de CRT muy alta (> 300 mm), alta (180-300 mm), media (100-180 mm), escasa (75-100 mm), baja (50 a 75 mm) y muy baja (< 50 mm).

En las zonas de elevada CRT, las labores encaminadas a mejorar la infiltración del agua en el suelo obtienen una respuesta inmediata en el aumento de la producción de biomasa; además las masas forestales situadas en estas zonas mantienen una mayor resistencia frente a la sequía, razón por la cual se pueden mantener masas mixtas enriquecidas con especies más exigentes en humedad que las definidas por las limitaciones de las sequías medias.

Por otra parte, evidentemente cuanto menor sea la CRT de una zona, menor será la diversidad de especies y de formaciones vegetales que pueda albergar; así, se han podido delimitar áreas secas o semiáridas cuya capacidad climática solo permitiría formaciones vegetales monótonas, de escasa diversidad vegetal, o sea, masas con tendencia a la monoespecificidad. En estas zonas, la monotonía de las formaciones vegetales no es tanto consecuencia de usos y aprovechamientos tradicionales del suelo, sino más bien producto de una imposición del clima que ofrece muy pocas oportunidades a la diversificación vegetal. Además, la resistencia a la sequía media es crítica, razón por la que no se pueden forzar especies no resistentes a esa sequía media, de ahí que la frugalidad de la especie principal de las masas forestales que dominen estas zonas -en cuanto a humedad se refiere- ha de ser la máxima posible entre las especies más xerófilas.

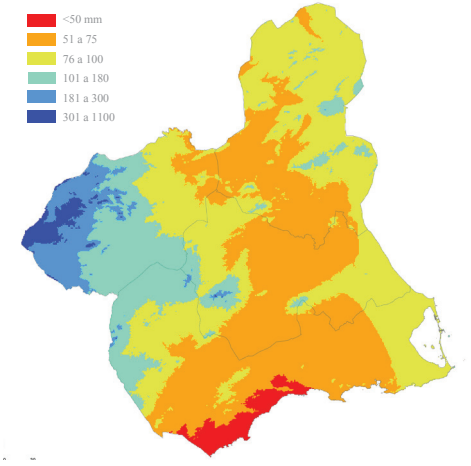


Figura 7.8. Mapa de la capacidad de retención típica para la Región de Murcia (TRAGSATEC 2002).

5.1.2. Intensidad bioclimática fría (IBF)

Esta constante del clima de una estación determina valores limitantes (IBF > 0,5 ubc) para el desarrollo de algunas formaciones forestales sensibles al frío en ciertas zonas continentales interiores situadas a elevada altitud o expuestas a vientos fríos dominantes, donde existen limitaciones para masas forestales de especies termófilas o menos resistentes al frío (*Pinus halepensis, Quercus suber, Q. ilex* subsp. *ilex, Q. coccifera*).

En la Región de Murcia (figura 7.9) apenas existen limitaciones para la instalación de las citadas especies arbóreas termófilas, como indican los valores bajos de la intensidad bioclimática fría IBF que no alcanzan 0,5 ubc en casi todo su territorio, lo que muestra lo atemperado del fitoclima de la región. Solo en el norte de la provincia y en el extremo noroccidental se superan los valores de de IBF de 1 ubc, que puede suponer ciertas limitaciones para las formaciones arbóreas típicamente mediterráneas, y en particular, para las de pino carrasco. En las zonas más continentales del interior de la orla mediterránea, donde los valores más habituales de la IBF oscilan entre 0,5 y 2,5 ubc, es posible la presencia de pino laricio (*Pinus nigra* subsp. *salzmanii*) y pino rodeno y de la encina en las cotas más bajas. Estas agrupaciones competirían con la facilidad de desarrollo de las formaciones de pino carrasco que se ven favorecidas por los valores críticos habituales de IBS media anual y de CRT media anual, de ahí que los pinares de carrasco aparezcan en zonas con intensidad bioclimática fría limitante para él, pero desplazando a otros competidores, aunque sea con masas de carrasco con fustales más bien frágiles.

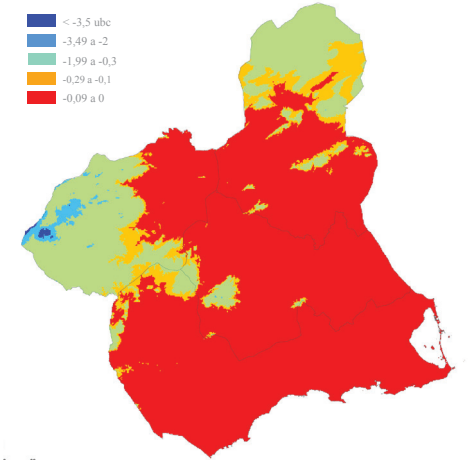


Figura 7.9. Mapa de la intensidad bioclimática fría valorado para la Región de Murcia que señala algunas zonas con limitaciones por frío (TRAGSATEC 2002).

En estas zonas, el avance hacia formaciones arbóreas más resistentes al frío pero que hoy no toleran las intensas sequías cíclicas, precisarían de técnicas de restauración hidrológico forestal que corrijan severamente la pendiente y escorrentía de estos terrenos, que probablemente conseguirían verdaderos fustales de especies como el pino laricio,

la encina o el rodeno cuyo cierre de copas abrigado sería determinante para paliar severamente los efectos de las sequías cíclicas.

Sin embargo, en la zona de influencia marítima, adentrada hasta casi los 50 km desde el litoral, donde la IBF media anual es menor de 0,5 ubc, se permitiría el desarrollo de las formaciones de pino carrasco y pino piñonero, con ventaja para el primero, siendo muy fuerte la competencia respecto a las formaciones de encinar. En zonas del sur de la región de Murcia donde el periodo seco se prolonga más allá de 6 meses, incluso de 9 meses, existen severas limitaciones para la instalación de formaciones arbóreas.

5.2. Zonificación e interpretación de índices bioclimáticos como indicadores estratégicos de la productividad forestal, para la repoblación forestal y la selvicultura

5.2.1. Intensidad bioclimática libre (IBL)

Para la zonificación e interpretación de la IBL como indicador estratégico se consideran los valores de la IBL_o calculada con la hipótesis real correspondiente a cada tesela bioclimática o cuadrícula de 25 hectáreas. En las citadas regiones mediterráneas levantinas (valenciana y murciana) en las que se empleó esta metodología se obtuvieron valores que oscilan entre los muy próximos a cero hasta las 15,15 ubc (tabla 7.10).

En realidad, no se pueden asignar valores medios de IBL equivalentes de productividad forestal a regiones o subregiones fitoclimáticas pues dependen de diversos factores: el piso bioclimático (altitud), la pendiente del terreno (W) y el tipo de suelo (CR), así como de la amplitud de los periodos de parada vegetativa por frío (IBF) o por sequía (IBS/IBC). Así, el mismo valor de IBL (3,5 ubc) puede implicar una media o baja productividad forestal en una estación de amplio recorrido teórico de la IBL, o bien resultar elevada en una estación con un recorrido teórico corto que, sin embargo, admite un buen monte alto arbolado.

Con estas referencias se puede confeccionar un mapa de productividad forestal donde se reflejan los gradientes de la IBL que distinguen zonas de alta, baja o muy baja productividad forestal que pueden orientar, desde un punto de vista exclusivamente bioclimático, la toma de decisiones para la elección de una especie arbórea en una repoblación forestal asociada a la necesidad o eficiencia de alguna técnica de preparación o protección del suelo o, en su caso, de "cirugía fisiográfica" (corrección de pendiente), o bien la conveniencia de mantenimiento del matorral, incluso permite orientar la selvicultura aplicada a una masa forestal instalada y sus posibilidades de crecimiento.

Como se ha mencionado, las zonas con productividad forestal elevada corresponden a las mejores estaciones y se sitúan en lugares con un régimen de lluvias abundante, con temperaturas suaves, sin demasiadas heladas (zonas termófilas), en altitudes bajas sobre laderas de escasa pendiente y suelos de perfiles evolucionados con buena capacidad de retención de agua y acumulación de materia orgánica y nutrientes, que disfrutan de climas húmedos y subhúmedos o con influencia marina y frecuencia de precipitaciones horizontales.

Por eso, las producciones más altas obtenidas en las regiones valenciana y murciana se dan hacia las zonas costeras, reduciéndose según se sube en altitud o la pendiente del terreno se eleva y conforme aumenta el periodo de sequía y aridez, hacia el sur de

Tabla 7.10. Rangos de la intensidad bioclimática libre (IBL) en la región mediterránea levantina (TRAGSATEC 2002).

Productividad	Intensidad bioclimática libre (ubc)
Zonas de muy alta productividad forestal	> 10
Zonas de alta productividad forestal	7-10
Zonas de productividad forestal media	4-7
Zonas de poca productividad forestal	2,2-4
Zonas de baja productividad forestal	1,7-2,2
Zonas no productivas	< 1,7

ambas regiones (figura 7.10). Las zonas de alta productividad forestal en las regiones murciano-levantinas corresponden a zonas productivas de influencia marítima que favorecen el crecimiento de la biomasa forestal y que requieren, por tanto, de una atención selvícola prioritaria. Esta actuación no solo irá dirigida a la mejora de la producción maderera sino también a una gestión de los combustibles ante las notables acumulaciones anuales de biomasa forestal en el monte favorecidas por la capacidad y amplitud bioclimática para el crecimiento de la vegetación. La actuación debe procurar intervenciones selvícolas frecuentes que garanticen el mantenimiento y mejora de la masa forestal en un buen estado de salud y adaptación al medio (resiliencia) sin permitir un exceso de biomasa (combustible) vegetal en el monte y valorando la competencia con las formaciones de matorral y herbáceas que puede provocar serias dificultades de regeneración natural del arbolado. En estas zonas donde la estrategia dasocrática requiere cierta frecuencia de intervenciones selvícolas anteriores a las cortas finales de regeneración, se generan productos intermedios de madera delgada y biomasa aprovechable con fines energéticos, sin perjuicio de otros objetivos protectores del suelo y del agua, o de conservación de la biodiversidad, por lo que son zonas indicadas para establecer criterios de máxima prestación y diversificación de múltiples bienes y servicios; si además la CRT también es alta permitirá la convivencia de dos o más especies arbóreas. Las zonas de alta productividad indican también una relativa facilidad de restauración forestal en terrenos que carecen de masa arbolada, eso sí, teniendo en cuenta la fuerte competencia de matorral en sus primeros estadios, por lo que requerirán tratamientos de desbroce selectivo que sirvan de ayuda a la regeneración.

En las zonas no productivas, donde la IBL media anual es inferior a 1,7 ubc, existirán limitaciones importantes al desarrollo de masas forestales arboladas que mantengan auténticos bosques, sobre todo cuando soporten prolongados periodos de sequía. Se distinguen, así, zonas de baja productividad forestal y de escorrentías críticas que constituyen el dominio exclusivo de las formaciones frutescentes de matorral con producción temporal de agrupaciones herbáceas. En estas zonas de tendencia semiárida un mal uso del suelo o un descuido en la gestión de la vegetación puede desencadenar

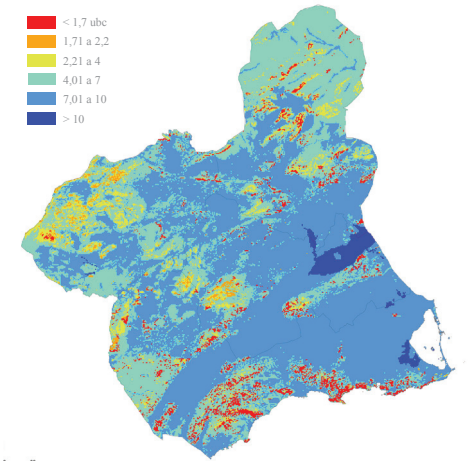


Figura 7.10. Mapa de la intensidad bioclimática libre valorado para la Región de Murcia que delimita zonas por su productividad forestal (TRAGSATEC 2002).

su deforestación, incluso una desertificación irreversible, debido a la falta de capacidad del clima para la restauración vegetal. Se trata de zonas poco productivas dominadas por formaciones frutescentes donde la producción de herbáceas es temporal, en el mejor de los casos, donde incluso las formaciones de matorral mediterráneo no prosperan bien, ya que intentan desarrollarse en el dominio de las formaciones subdesérticas. En estas áreas de tan baja productividad forestal suele ser difícil, cuando no imposible, el desarrollo de verdaderos bosques, por lo que conviene analizar bien la capacidad de mejora del terreno y la respuesta de la vegetación ante correcciones de pendiente y escorrentía, ya que en algunos casos rectificaciones leves pueden ser suficientes para generar una mejora de la IBL capaz de aumentar hasta valores por encima de 2 ubc, dejando el monte en disposición de albergar y sostener montes arbolados. Pero cuando la IBL no llegue a este valor en zonas con IBS y sobre todo IBC elevadas, también puede suceder que el empeño de implantación de arbolado no prospere originando ejemplares arbóreos enanos más parecidos a bonsáis. Por este motivo, en montes situados en zonas de estas características de tendencia semiárida de la región valenciana y murciana, algunas repoblaciones forestales realizadas con preparaciones del suelo encaminadas a aumentar su capacidad de retención (subsolados, ahoyados, etc.) tienen muchas probabilidades de fracasar, sobre todo si la elección de especie no se ha realizado cuidadosamente, dado que la flexibilidad climática es muy baja. No obstante, el cálculo de la IBL revela también que las áreas que rodean y delimitan a estas zonas de tendencia semiárida o árida que propician formaciones de matorral o subdesérticas se podrían ganar para el bosque, con la aplicación de técnicas de restauración hidrológico forestal encaminadas a corregir la escorrentía pues una simple corrección de la pendiente serviría para instalar de forma estable el bosque. Esto es de suma importancia ya que se pueden anticipar estas áreas periféricas de los subdesiertos como de máxima urgencia para restaurar, pues sería la mejor forma de cercar el avance de los procesos de desertificación en estos territorios.

5.2.2. Intensidad bioclimática seca (IBS)

La tolerancia a la sequía de las formaciones vegetales, además de la IBS, también depende de los valores que alcance la constante climática CRT en la zona, incluso de la irregularidad pluviométrica anual. Es por ello que no se deben dar valores fijos de IBS media anual, como receta para excluir el uso de determinadas especies arbóreas en función de este índice bioclimático. No obstante, es práctico señalar que las formaciones arbóreas dominadas por pino carrasco en zonas de influencia mediterránea aguantan IBS medias anuales por encima de 2,0, una intensidad de la sequía que, salvo circunstancias especiales de CRT para formaciones de pino piñonero y coscoja, no es tolerada por otras formaciones del género *Pinus* ni del género *Quercus*.

En la región levantina no se dan tanto estos valores extremos de la IBS media anual superior a 2 ubc, salvo en zonas muy localizadas en la cuenca Rey y sobre todo en zonas de la cuenca Montealegre del Castillo de la región valenciana, así como en el sur costero de la región murciana (figura 7.11). Hacia el centro de esta región van apareciendo valores intermedios de IBS que además del pino carrasco admiten planifolias xerófilas como la encina y la coscoja que viven sobre altitudes medias; incluso en el norte y oeste de la provincia de Murcia se obtienen valores menores de IBS que no se superan 0,5 ubc y donde hay menos limitaciones por sequía proliferando en las zonas altas el pino rodeno. En general, se puede afirmar que los valores de IBS medios anuales por debajo de las 0,8 ubc registrados en casi toda la provincia de Castellón (salvo casos puntuales) y noroeste de la de Valencia implican una débil sequía, tolerable por numerosas formaciones de especies arbóreas, que no supone limitaciones serias a ninguna de las especies del género *Pinus* ni a las especies xerófilas del género *Quercus*, incluso para alguna higrófila, aunque en estas zonas la irregularidad pluviométrica y sus cíclicas sequías extremas pueden discriminar el desarrollo estable de las formaciones de especies arbóreas menos tolerantes a la sequía. El resto de la provincia de Valencia (incluido todo el litoral) y el norte y centro de la provincia de Alicante, salvo excepciones puntuales, presentan valores medios de la IBS media anual entre 0,8 y 1,6 ubc, que indican que en estas zonas comienzan a haber algunas limitaciones para las especies menos tolerantes a la sequía, aunque todavía sigue habiendo un catálogo amplio de especies arbóreas que pueden tolerar estos valores de sequía.

En general, se puede afirmar que los valores de IBS media anual obtenidos en estas regiones levantinas, junto con el concurso de los valores de CRT y de la irregularidad pluviométrica, favorecen el desarrollo estable de unas formaciones arbóreas frente a otras menos tolerantes a la sequía, pero no se puede concluir que estos valores sean totalmente limitantes para una u otra especie arbórea, salvo en los pocos casos localizados antes citados.

5.2.3. Intensidad bioclimática condicionada (IBC)

Otro índice bioclimático que considera la reducción del crecimiento vegetal leñoso es la IBC que mide el grado de actividad vegetativa reducida; es decir, la pérdida de producción que la planta destina a recuperar las condiciones óptimas para volver a crecer, por lo que informa del retraso otoñal que sufre la productividad forestal de las masas arboladas tras el verano. Por tanto, la IBC es la diferencia entre la IBR y la IBL para una estación determinada; es decir, expresa la diferencia entre la productividad agrícola en secano y la productividad forestal. Por otra parte, la IBC también es un indicador de la

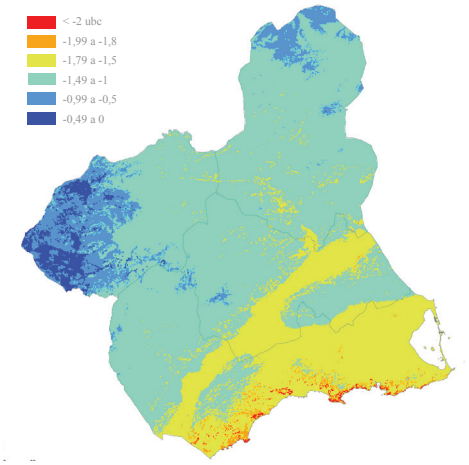


Figura 7.11. Mapa de la intensidad bioclimática seca de la Región de Murcia que delimita zonas por su tolerancia a la sequía (TRAGSATEC 2002).

competencia de la vegetación herbácea y el matorral con el arbolado que puede dificultar su regeneración natural en sus primeros estadios. Cuanto mayor sea la IBC, mayor será la fuerza de las formaciones frutescentes (matorrales) y formaciones herbáceas, así, en zonas donde la IBC sea alta, se podrá afirmar que será también alta la competencia del matorral y de los herbazales temporales con el arbolado.

En las zonas con vocación forestal, donde la IBL es notoria (3 a 7 ubc), si presentan valores de IBC superiores a 1 ubc, será necesario prestar especial atención a las ayudas a la regeneración del arbolado, debido a la fuerte competencia que ofrecerá el matorral, así como tratamientos selectivos de control del matorral de carácter preventivo de defensa contra incendios forestales.

Tanto en la Región de Murcia como en la Comunidad Valenciana suele ser habitual la existencia de zonas donde el valor medio anual de la IBL sea prácticamente nulo, de modo que toda o casi toda la IBR es IBC (figura 7.12). En estas zonas es donde se produce el dominio de las formaciones frutescentes con producción temporal de herbáceas, sobre todo cuando la IBL media anual no supera las 1,7 ubc, lo que suele ser muy habitual en estaciones con alta IBC media anual. Se trata de zonas de aptitud ganadera con pastos abiertos, aunque algo inestables, pero que si se alternan con áreas de cultivo pueden mantener la vocación ganadera de forma más estable e, incluso, podrían destinarse a procurar buenos cotos cinegéticos de caza menor.

Ahora bien, cuando en estas superficies, propensas a mantener matorrales alternados temporalmente con herbazales, se dan valores de productividad forestal con IBL media anual ligeramente superiores a 1,7 ubc, podrán ser zonas con infraestructura vegetal de masas arboladas de pequeña fracción de cabida cubierta, más propensas al uso agrosilvopastoral y cinegético. Conviene añadir que en aquellas zonas donde se dan

intensidades medias anuales de IBL=0 y por tanto IBR=IBC, si esta IBR no alcanza valores de 1,5 ubc, entonces se trata de áreas pertenecientes al dominio del subdesierto.

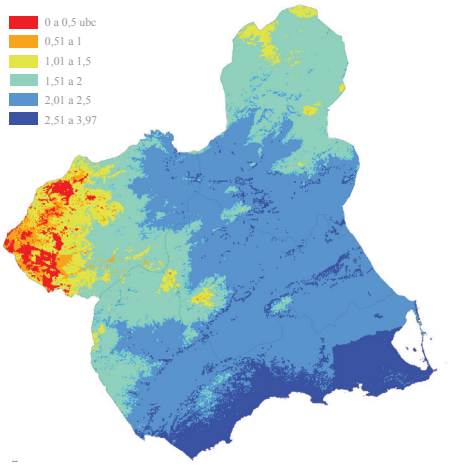


Figura 7.12. Mapa de la intensidad bioclimática condicionada de la Región de Murcia que delimita zonas por su tolerancia a la sequía
(TRAGSATEC 2002).

5.3. Zonificación e interpretación de los coeficientes diagramáticos como indicadores estratégicos para la planificación de la repoblación forestal y de la selvicultura.

5.3.1. Recorrido teórico y real de la intensidad bioclimática libre (R_t y R_r)

Debido a la escala regional/comarcal de trabajo a la que se hicieron las asignaciones de las hipótesis diagramáticas reales o actuales para cada cuadrícula (CR_0, W_0) en el territorio de las regiones valenciana y murciana, el coeficiente R_t de la IBL resulta de mayor interés para la interpretación del margen de mejora de la productividad forestal, aunque se puede utilizar la relación entre R_r y el coeficiente C_{hf} para definir las estrategias selvícolas más o menos convenientes según las posibilidades de mejora de la IBL. En consecuencia, según sea más grande o más pequeño el recorrido que mide el margen de mejora de la productividad forestal, serán mayores o menores las posibilidades de mejora de la vegetación que puede propiciar la restauración forestal, mediante la mejora de las condiciones del suelo para aumentar su capacidad de retención de agua o corrigiendo la pendiente del terreno para disminuir la escorrentía superficial. Los valores que se obtengan de estos recorridos representan mejoras asintóticas de la IBL para cada estación, aunque proporcionan una idea aproximada de las posibilidades de mejora, sobre todo en montes situados en las peores estaciones. Así, cuando los valores de R_r sean muy o extremadamente altos en una zona, esta convendrá calificarla como zona prioritaria para la restauración forestal, debido a la gran capacidad que mantiene el clima para mejorar las peores situaciones de suelo en favor de la vegetación; mientas que en el caso de recorridos teóricos más cortos el margen de mejora de la productividad forestal es muy pequeña, perjudicando entonces la eficacia de su restauración.

Por ejemplo, la mayoría del territorio murciano contiene valores de $R_r < 0,5$, lo que implica un escaso margen de mejora y significa que las restauraciones y mejoras de los bosques serán costosas, quizá no tanto en inversión de dinero sino en tiempo, por el largo plazo que requerirán para ello, aunque también es verdad que una buena gestión de la masa forestal instalada mediante una adecuada selvicultura puede optimizar su crecimiento y desarrollo acortando el tiempo de recuperación (figura 7.13).

Por su parte, el litoral norte de la provincia de Alicante, toda la provincia de Castellón y la mayor parte de la provincia de Valencia (excepto las cuencas más occidentales en el centro y sur de la provincia), mantienen valores de Rt entre el 1 y 2, como ocurre en la mayoría del territorio murciano, que suponen una mediana capacidad o posibilidad de mejora para la restauración de formaciones vegetales degradadas (figura 7.13). Sin embargo, el resto de las provincias de Alicante y Valencia presentan recorridos teóricos muy altos (mayores de 3 en la mayoría de los casos), incluso, extremadamente altos (superiores al 5), lo que indica son zonas propicias para la restauración forestal.

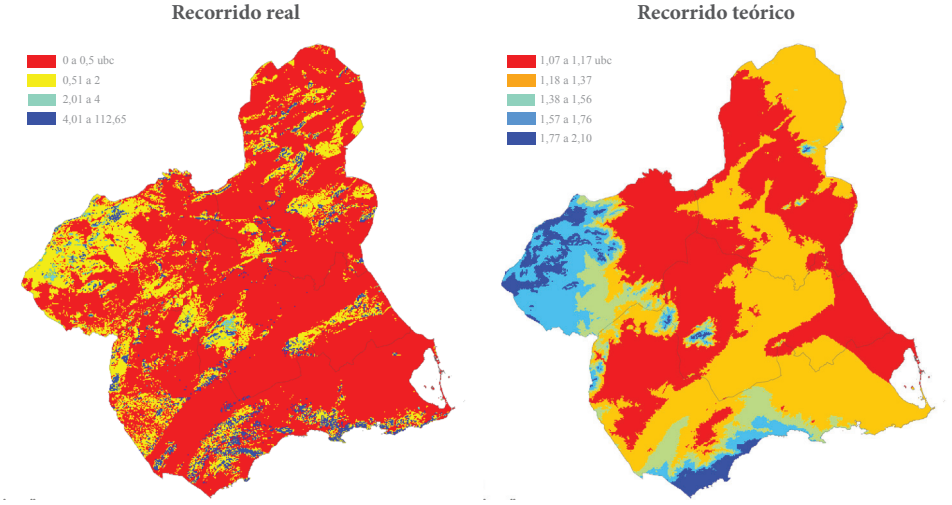


Figura 7.13. Mapas del recorrido real y del recorrido teórico de la intensidad bioclimática libre y su capacidad de mejora real en la Región de Murcia (TRAGSATEC 2002).

5.3.2. Capacidad de respuesta a la corrección de pendiente (C_{hf})

Según los valores obtenidos para este coeficiente en la región murciana y en la valenciana, abundan las zonas donde puede ser muy alta la respuesta a las correcciones de pendiente y, en consecuencia, favorables a la restauración hidrológica forestal (figura 7.14). Así, se han localizado en ambas regiones numerosas zonas de matorral en estado regresivo donde las correcciones de escorrentía proporcionarían avances relativamente rápidos hacia formaciones boscosas.

Conviene recordar aquellas zonas de fragilidad manifiesta respecto a su capacidad para mantener verdaderos bosques que rodean y delimitan áreas críticas degradadas o

deforestadas susceptibles de sufrir procesos erosivos de regresión en zonas periféricas de los subdesiertos, cuya respuesta a la reducción de la escorrentía es crítica para el desarrollo y mantenimiento de verdaderos bosques, pues se trata de territorios que se podrían ganar para el bosque con la aplicación de técnicas de restauración hidrológico forestal encaminadas a reducir la pendiente para corregir la escorrentía. Por esta razón, estas áreas críticas degradadas o deforestadas constituyen zonas de urgente restauración hidrológico forestal, donde una ligera corrección de la escorrentía serviría para instalar de forma estable el bosque pues sería la mejor forma de detener el avance de los procesos de desertificación en esos territorios.

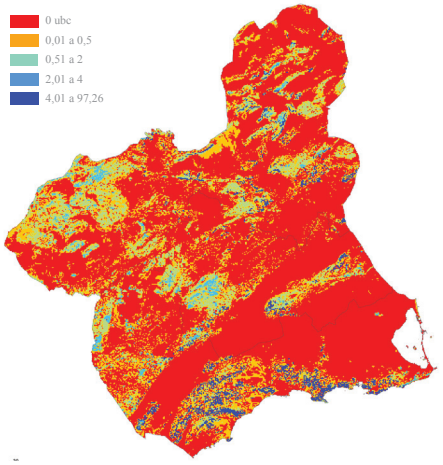


Figura 7.14. Mapa de la capacidad de respuesta a la restauración hidrológica forestal en la Región de Murcia (TRAGSATEC 2002).

5.3.3. Coeficiente de aprovechamiento o lejanía del estado actual con el máximo (C_l)

Como se ha comentado anteriormente, C_l se puede considerar un *estimador del alejamiento* del territorio *respecto a la vegetación potencial* que se podría instalar en él, independientemente de cual sea ésta.

Los valores de C_l por encima del 0,6 tanto en la región murciana como en la valenciana indican que el aprovechamiento climático es notable (figura 7.15), en las zonas de cotas bajas y cercanas al litoral debido a que las condiciones locales están relativamente próximas a la hipótesis óptima que, como era lógico esperar, están dedicadas a cultivos agrícolas. En las zonas de aptitud forestal el aprovechamiento climático de la estación es notable con acercamiento a la vegetación potencial, aunque no implica unas aptitudes locales excelentes, sino más bien que el clima, ante su escasa capacidad de producir biomasa forestal, no es demasiado exigente en cuanto a capacidad de retención del suelo para alcanzar la vegetación potencial, eso sí, más bien modesta y monótona, en muchos casos, sobre todo si la CRT es baja; así el clima no proporciona grandes aprovechamientos, sino más bien producciones potenciales fáciles de alcanzar por su escasa cuantía.

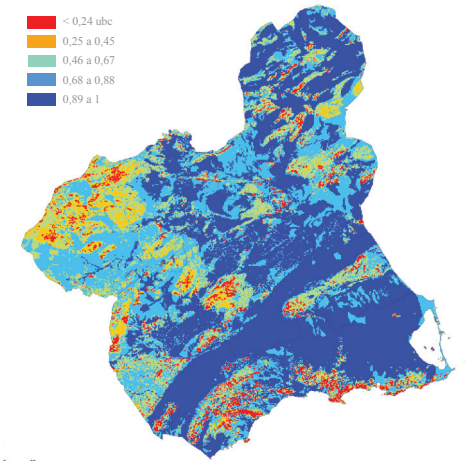


Figura 7.15. Mapa de la capacidad de aprovechamiento climático en la Región de Murcia (TRAGSATEC 2002).

Además, se localizaron otras áreas con notable aprovechamiento climático donde no se necesitan muchos esfuerzos para alcanzar la vegetación potencial, lo que implica que no sería acertado intentar, por su dificultad, mantener estados regresivos de las formaciones vegetales porque la propia naturaleza se encargará de desestabilizarlos, dada la supuesta capacidad del clima para albergar y mantener formaciones más evolucionadas. En estos lugares de elevado aprovechamiento climático suele ser fácil alcanzar la vegetación potencial, además de porque el clima favorece su evolución pues la productividad forestal suele ser notable, la progresión es más sencilla porque el recorrido real entre la IBL actual y la máxima es más corto.

También se localizaron zonas de bajo aprovechamiento climático con amplio recorrido real de la IBL donde el alejamiento respecto de la vegetación potencial es demasiado amplio, razón por la cual su restauración no podrá lograrse con especies climácicas, al menos de forma inmediata, por lo que para asegurar el éxito de la repoblación sería preferible emplear formaciones de una etapa serial como matorrales o monte bajo, incluso en ocasiones pinares subclimácicos. En este caso, una vez conseguida la instalación del pino y mejoradas las condiciones de suelo, con el tiempo quizá podría intentarse alcanzar la IBL máxima para lograr la vegetación climácica.

5.3.4. Capacidad de aumento de la productividad forestal mediante mejora de las condiciones edáficas o de autorrecuperación (C_{evol})

La aplicación de este coeficiente a la Región de Murcia (figura 7.16), permite observar como el valor de C_{evol} resulta muy bajo en las cuatro quintas partes (80%) del territorio, no superando en casi ningún lugar el valor de 0,2. Este bajo valor indica que el incremento en la producción de fitomasa a medida que progresan las formaciones vegetales y evoluciona el suelo no supera el 20% respecto de la situación inicial, lo que permite vaticinar un

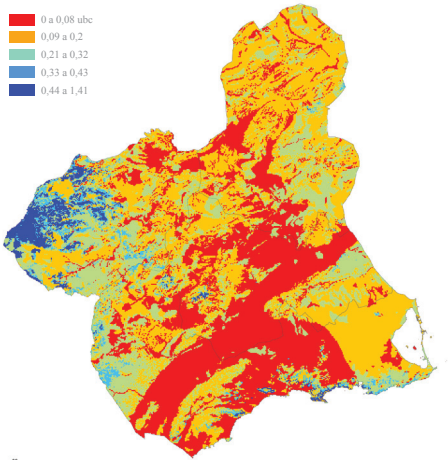


Figura 7.16. Mapa de capacidad recuperación edáfica y evolución vegetal en la Región de Murcia (TRAGSATEC 2002).

lento progreso fitológico, en el mejor de los casos. Con este panorama regional, se deduce que la mayor parte de los montes murcianos necesitan una gestión forestal considerable mediante intervenciones selvícolas intensas o frecuentes. Sólo el extremo más occidental de la región parece que requiere menos intensidad de intervenciones selvícolas, dentro de un contexto general de acusada necesidad de gestión forestal y atención al monte.

Sin embargo, se pueden disponer más alternativas de intervenciones selvícolas por zonas donde se puede discernir la conveniencia de utilizar determinadas prácticas de selvicultura según la valoración de este coeficiente de recuperación y progresión vegetal, tanto en la propia región murciana y más aún en zonas de la región valenciana, como por extensión en zonas de gran parte de España, sobre todo donde haya más o menos influencia mediterránea. En efecto, cuando la capacidad de evolución progresiva de la vegetación sea muy baja, o excesivamente alta, quiere decir que la intervención selvícola de la masa forestal arbolada es imprescindible para no estancar su evolución; sin embargo, cuando los valores de este coeficiente son intermedios (C_{evol} medio 50% entre 25 y 75) la necesidad de gestión selvícola es mucho menor que en los casos extremos, pudiendo dilatar en el tiempo las intervenciones que se consideren necesarias para practicar una selvicultura idónea que procure el adecuado mantenimiento, mejora y regeneración de estas masas.

Así se podría cartografiar el territorio por zonas con elevada capacidad de recuperación y evolución (C_{evol} alto) donde sea más conveniente la aplicación generalizada de claras por lo alto (francesas) que en general se aplican a masas de arbolado relativamente joven cuya respuesta será más positiva, no siendo recomendable en este caso la aplicación generalizada de las claras por lo bajo (alemanas) que en general se aplican sobre arbolado de edad avanzada que ofrecerá mejor respuesta en zonas con menor capacidad de recuperación y evolución (C_{evol} bajo). No obstante, esta receta debe matizarse en situaciones intermedias, sobre todo en masas irregulares o semirregulares, equilibrando

claras altas y bajas, o aplicando también claras mixtas (danesas) que se suelen practicar a arbolado de edades intermedias.

También se pueden distinguir zonas con un alto coeficiente C_{evol} donde será difícil o muy costosa la estabilización de monte bajo-medio arbolado, pues el mantenimiento de ese método de beneficio requerirá intensas y frecuentes intervenciones selvícolas y/o silvopastorales. Esto ocurre porque, al ser elevada la capacidad de recuperación y evolución de la vegetación, según vaya progresando la cobertura vegetal y mejorando el suelo, aumentará la producción de biomasa forestal favorecida más aún donde la IBL sea alta y la productividad forestal mayor; con esta dinámica la proliferación de matorral será amplia con tendencia hacia el arbolado. Por razones similares se podrán discernir zonas con elevada capacidad de recuperación y evolución (C_{evol} alto) donde haya buena respuesta a resalveos para la conversión de monte bajo a monte alto, de otras zonas con menor capacidad de recuperación y evolución (C_{evol} bajo) donde la respuesta a los resalveos regularizados o intensivos será escasa y, en consecuencia, la conversión de monte bajo a monte alto seguramente será lenta y costosa, por lo que entonces requerirá la ayuda económica a la propiedad del monte.

Asimismo, las zonas con C_{evol} alto no permitirán variedad de edades de arbolado en la masa forestal pues el arbolado maduro tendrá mayor facilidad para crecer y el joven más dificultad para prosperar, por lo que existirán notorias limitaciones para estabilizar estructuras irregulares de la masa forestal arbolada, y por tanto se trata de montes donde será más aconsejable la regularización masa, o bien mantener la irregularidad por bosquetes o rodales.

6. Predicción de escenarios bioclimáticos potenciales: gestión forestal preventiva y adaptativa con criterios bioclimáticos y ecohidrológicos ante las previsiones de cambio climático

La extrapolación de los indicadores y diagramas bioclimáticos no sólo se puede efectuar en el espacio para una planificación estratégica forestal a escala regional o comarcal, sino que también podría proyectarse en el tiempo para anticipar escenarios bioclimáticos potenciales ante posibles previsiones de alteraciones climáticas o meteorológicas que varíen más o menos el régimen termopluviométrico en las distintas épocas del año, de modo que influyan en mayor o menor medida en la duración de las estaciones o de los periodos de parada vegetativa, pudiendo perjudicar a determinadas especies forestales en ciertas zonas o favorecer a otras, según en qué lugares, incluso en función de la tipología y estructura de las masas forestales.

En cualquier caso, la proyección de supuestos escenarios bioclimáticos potenciales puede contribuir a adoptar medidas preventivas para anticiparse a posibles acontecimientos y ofrecer distintas alternativas para la elección de ciertas especies según su vulnerabilidad y resiliencia, tanto para la repoblación forestal como sobre todo para la selvicultura, al objeto de modificar o predecir el manejo de una masa forestal de modo que se procure una gestión forestal adaptativa de los bosques ibéricos ante previsibles alteraciones o predicciones climatológicas.

6.1. Proyección de escenarios bioclimáticos potenciales para los bosques en la península ibérica ante previsibles alteraciones termopluviométricas y bioclimáticas.

La mayoría de los hipotéticos escenarios climáticos potenciales que vienen proyectándose se refieren a supuestos de un aumento generalizado de las temperaturas y de una disminución general de la precipitación neta anual, aunque también hay serias dudas a este respecto, pues algunos climatólogos consideran que el aumento de la temperatura no implicaría tal reducción de precipitaciones, incluso podría ocurrir lo contrario, sobre todo en zonas cálidas marinas donde la mayor evaporación producida por la elevación de la temperatura probablemente generaría más lluvias. Aun así, tanto meteorólogos como climatólogos y científicos de otras disciplinas concluyen que este supuesto cambio climático se manifiesta sobre todo por el ascenso de la temperatura global del planeta, que está influyendo en el comportamiento atmosférico y alterando patrones tanto meteorológicos como oceánicos, que a su vez pueden incidir en la intensidad, frecuencia y distribución de precipitaciones en diversas zonas terrestres principalmente en el ámbito tropical.

En este sentido, los efectos del calentamiento global en la península ibérica serían pues acusados, más aún en la zona de mayor influencia mediterránea, pues incluso en los escenarios intermedios previstos las subidas de temperatura que plantean las proyecciones climáticas regionales resultan bastante importantes, lo que se acabará traduciendo en más situaciones favorables al desarrollo de fenómenos extremos o episodios extraordinarios que probablemente ocurrirían con mayor frecuencia e intensidad. De este modo, aunque existen serias dudas o incertidumbres en las predicciones de cambios climáticos regionales, en el área mediterránea aparecerían periodos prolongados de sequía, olas de calor o rachas de frío, mayor irregularidad pluviométrica, tormentas con lluvias torrenciales que pueden aparecer en épocas distintas al otoño, cuando suelen aparecer en el mediterráneo, incluso aproximación o aparición de episodios ciclónicos en las costas atlánticas, como ha ocurrido ya en Galicia donde se ampliaría la influencia mediterránea desde Orense hacia el sureste de las demás provincias gallegas, y se reduciría la influencia oceánica al litoral costero. Las predicciones señalan que probablemente las regiones de clima mediterráneo experimenten mayores aumentos de temperatura y de aridez que otras regiones biogeográficas (McCarthy *et al.* 2001) de modo que provocarían un calentamiento estival y en menor medida invernal, quizá con mayores precipitaciones en invierno y seguramente menores en verano, aunque en el resto de las estaciones probablemente no se aprecien grandes cambios de las mismas (Kettunen *et al.* 2007; Giannakopoulos 2006; IPCC 2007) pero disminuyendo las precipitaciones anuales sobre todo quizá en la parte norte de África y hacia el sureste de España, aumentando la frecuencia, intensidad y severidad de las sequías y, en general, de los eventos extremos (Pla 2009).

A pesar de las incertidumbres y riesgos que entrañan las predicciones, sin necesidad de estimar modelos climáticos, con previsiones meteorológicas que presenten variaciones en la duración de las estaciones o de los periodos de frío, calor o sequía, se pueden anticipar ciertos escenarios bioclimáticos potenciales que respondan a un régimen termopluviométrico simulado que pueda corresponder a ciertas perturbaciones o irregularidades meteorológicas supuestas por hipotéticas variaciones de la distribución mensual de temperaturas y precipitaciones en las épocas del año. En consecuencia, puede ser estimado un hipotético escenario bioclimático potencial mediante hipótesis de

variaciones del régimen termopluviométrico que simulen un determinado balance hídrico, representado por los diferentes índices, coeficientes y diagramas bioclimáticos que les correspondan, estaría simulado siempre en un supuesto aumento de temperaturas y una supuesta alteración de precipitaciones en un contexto generalizado de mayor irregularidad meteorológica en el cual se pueden prever variaciones de indicadores, clasificaciones y pisos bioclimáticos.

Desde luego, tales supuestos estarían basados en la distribución mensual de temperaturas y precipitaciones, que son las dos variables meteorológicas básicas para el cálculo de otras variables bioclimáticas como la evapotranspiración potencial, real o residual, y la disponibilidad hídrica, o de la constante climática que representa la capacidad de retención típica de agua en el suelo, así como las temperaturas umbrales que condicionan la actividad vegetativa, las cuales sirven para el cálculo de los correspondientes índices, coeficientes y diagramas bioclimáticos.

Por tanto, a partir de la proyección de supuestos regímenes termopluviométricos y balances hídricos simulados que definen predeterminados escenarios bioclimáticos potenciales en una estación determinada, se podrán realizar predicciones de los indicadores bioclimáticos que a su vez permitan estimar previsiones y proporcionar orientaciones para la implantación o manejo de una cobertura forestal apropiada en un lugar dado y, en definitiva, para una gestión forestal preventiva y adaptativa de los bosques ibéricos ante las previsiones de cambio climático.

Las suposiciones del régimen térmico potencial en este contexto de cambio climático apuntan hacia el incremento de la temperatura media anual, de la media de las temperaturas máximas y mínimas, así como de la temperatura máxima y mínima anual que por sí mismas, en principio, todas ellas suponen en general un factor favorable para el crecimiento de la vegetación. Con este panorama de supuesto ascenso térmico, probablemente se producirían alteraciones de los límites altitudinales de los distintos pisos bioclimáticos, lo que conllevaría la progresión o regresión de diversos tipos de vegetación, según especies forestales y en qué condiciones se supongan. Así, entre las temperaturas mensuales umbrales, la temperatura mínima del mes más frío subiría en alguno de los meses de invierno, de modo que cuando excediese de 7,5 °C no habría paro vegetativo por frío en ese mes, por lo que se puede predecir que en este contexto se reduciría la parada vegetativa por frío, es decir la IBF sería muy pequeña y por consiguiente habría zonas en las que el crecimiento vegetal apenas se paralizaría en invierno. Sin embargo, en este mismo contexto climático de incremento de temperaturas se favorecería la evapotranspiración a través de las plantas, sobre todo en verano en que la demanda hídrica del ambiente sería mayor aún, con lo cual la disponibilidad de agua almacenada en el suelo a disposición de la vegetación sería menor, lo que provocará una menor capacidad de crecimiento vegetal y, por consiguiente, de productividad forestal debido a la reducción de IBL que es la que la vegetación utiliza efectivamente para crecer.

Por otra parte, las hipótesis sobre el régimen pluviométrico en un contexto de cambio climático que sugiere una supuesta reducción de las precipitaciones, implicarían una reducción de la disponibilidad hídrica y de la capacidad de almacenaje de agua en el suelo típica (CRT) de cada estación meteorológica. Por su parte, una mayor irregularidad pluviométrica previsible en este

contexto climático se traduciría en una mayor frecuencia e intensidad de lluvias torrenciales, con episodios ciclogénicos en el litoral atlántico y fuertes aguaceros en el mediterráneo. Además, las predicciones en este contexto climático apuntarían hacia una mayor intensidad, frecuencia y prolongación de los periodos de sequía, incluso antes y después del verano, lo que implicaría una mayor IBS y una amplia parada vegetativa por el estrés hídrico provocado por la amplia sequía estival, incluso un mayor tiempo de reposición que requeriría la vegetación cuando apareciesen las lluvias, lo que implicaría un incremento de la IBC que retrasaría aún más el crecimiento vegetal. Esta prolongación de la época de sequía estival implicaría además en la mayor parte de España una ampliación de la época de peligro de incendios forestales que además seguramente tendrían mayor virulencia. En tales supuestas variaciones climatológicas se pueden suponer ciertos efectos sobre recursos naturales renovables como la vegetación y el agua, o el suelo que no resulta tan renovable a escala de la vida humana.

6.2. Vulnerabilidad y resiliencia de los bosques ibéricos ante los efectos previsibles de supuestas alteraciones bioclimáticas

Un bosque denso tendrá mayor capacidad de intercepción y absorción del agua de lluvia, además de generar una mayor evapotranspiración, y un suelo evolucionado de escasa pendiente tendrá mayor capacidad de retención de agua a disposición del crecimiento vegetal; en ambos casos se reducirá la escorrentía superficial que alimenta el caudal fluvial (Birot y Vallejo 2011) en las cuencas y la percolación que recarga los acuíferos.

Consecuentemente, desde este punto de vista, un mayor conocimiento del balance hídrico y su influencia sobre la vegetación y viceversa (Manrique-Alba *et al.* 2015), sin duda contribuiría a optimizar la gestión de estos recursos naturales renovables procurando un equilibrio óptimo entre los recursos hídricos para la recarga de acuíferos y cursos fluviales, por un lado, y los recursos forestales, por otro, para procurar la estabilidad y adaptación de las masas forestales, particularmente en zonas de influencia mediterránea y más aún de tendencia semiárida donde la disponibilidad de agua limita bastante el crecimiento de la vegetación y el ciclo hidrológico.

En estos ecosistemas mediterráneos de tendencia semiárida, los bosques densos con excesiva acumulación de biomasa favorecida por ausencia de una gestión adecuada de la masa forestal, resultan perjudiciales para su estabilidad y adaptación, más aún en un contexto de supuesto aumento de la temperatura y de la aridez estival que se predicen para estas zonas sensibles; de ahí la importancia de la forma de gestionar estas masas forestales, en muchos casos procedentes de repoblación, para procurar mantener su productividad, aumentar la humedad del suelo o mejorar la resiliencia del arbolado y de la propia masa forestal (García-Prats *et al.* 2016).

La erosión hídrica es la que más afecta a los suelos en zonas mediterráneas y, aunque puede ser motivada por diversas causas como son los cambios inadecuados de uso de suelo rústico, sobre todo las que conllevan deforestación por sobrepastoreo o roturación agrícola mediante prácticas de cultivo inapropiadas, más aún sobre terrenos pendientes de franca vocación forestal, generan procesos de degradación del suelo que a su vez pueden provocar la regresión o desaparición de la vegetación y que desde luego pueden verse agravados por la mayor frecuencia de eventos de lluvias de alta

intensidad (Ramos 2001; Ramos y Martínez-Casasnovas 2006, 2009). Algunos estudios sobre la erosión hídrica y los posibles efectos de una sequía prolongada que predicen los supuestos de cambio climático para las zonas de influencia mediterránea, inducen a una regresión o degradación de la vegetación; así, se estima que una reducción del 10% de la precipitación, podría llegar a reducir la reserva hídrica como consecuencia del aumento de la tasa de transpiración de los árboles y la mayor evaporación (Gracia *et al.* 2001) y además la sequía estival en estas zonas sensibles puede inducir a una dramática mortalidad de las raíces finas de los árboles (Sabaté *et al.* 2009) favoreciendo la debilidad o inestabilidad de la masa.

La reducción de la disponibilidad hídrica como consecuencia de una mayor evaporación producida por un aumento de temperatura afectaría sobre todo a aquellas zonas sensibles que actualmente presentan un ambiente climático más xérico, como pueden ser las áreas centrales de las cuencas del Ebro, Duero, Tajo, Guadiana y Guadalquivir, así como en la costa levantina y los pisos basales de las provincias de Murcia y Almería (Serrada *et al.* 2011). Un aumento de la intensidad de los aguaceros tendría efectos sobre la torrencialidad en áreas donde tradicionalmente se vienen produciendo este tipo de eventos tormentosos, ocurriendo en las vertientes meridionales de los sistemas montañosos con riesgo concentrado en el período central del verano, y sobre todo en la zona levantina y murciana con riesgo concentrado en la parte final del verano y el principio del otoño durante los procesos de gota fría típicos de esta época en esta zona; en este sentido, se piensa que las áreas de mayor riesgo de torrencialidad coincidirán sensiblemente con las del mapa de riesgo de desertificación en España, dada la relación existente entre ambas (Serrada *et al.* 2011).

Un aumento de temperaturas ocasionaría inviernos más suaves aunque también veranos más secos y cálidos; unos inviernos más templados producirían un incremento de la actividad vegetativa invernal y, por tanto, mayor duración del periodo vegetativo y de crecimiento de los bosques, pues en algunas zonas habría meses en los que no habría paralización por frío. Pero aunque los inviernos suaves adelanten la actividad vegetativa (IBF baja) y, por tanto, el periodo de crecimiento, aumentando la productividad vegetal y la fijación de CO_2 por la vegetación, también se debe tener en cuenta el efecto negativo que puede suponer el adelanto o retraso de la floración y fructificación o maduración de unas especies forestales u otras, con la posibilidad de incrementarse algunos efectos meteorológicos extremos como heladas o granizadas.

También se afirma que el aumento de las temperaturas a la larga promovería una disminución de la longitud de la hoja en la vegetación perenne (Sabaté *et al.* 2002). En cualquier caso, la modificación de la fenología y de la fisiología de las especies arbóreas podría tener efectos de diferente signo sobre la productividad de las masas forestales, de modo que las áreas de riesgo se superponen y amplían las definidas para la sequía, bajo climas marcadamente mediterráneos. En particular, hay que suponer una mayor vulnerabilidad y menor estabilidad en todas las manifestaciones de masas o especies endémicas, ya que, en estos casos la limitada ocupación territorial se explica por un factor ecológico limitante que desde luego puede verse reforzado por alteraciones climáticas o perturbaciones meteorológicas (Serrada *et al.* 2011).

Por otra parte, unos veranos más áridos, prolongarían la sequía estival a parte de la primavera y del otoño, sometiendo a la vegetación a un estrés hídrico que reduciría su actividad vegetativa, impacto que sería más acusado en las zonas de influencia mediterránea y más aún de tendencia semiárida. Sin embargo, el incremento térmico a corto plazo puede suponer en algunas regiones sin limitaciones hídricas un aumento del período vegetativo y de la productividad forestal, con ventaja para la selvicultura intensiva, que puede suponer además un mayor secuestro de carbono que contribuya a la mitigación del calentamiento global (Serrada *et al.* 2011).

El incremento de la aridez y la sequía favorecerían el decaimiento del monte bajo mediterráneo, de encina, quejigo y rebollo, que sufrirían un mayor estancamiento de la parte aérea y desarrollo de la biomasa radical (Serrada *et al.* 2011), afectando sobre todo a formaciones sensibles situadas en estaciones biogeográficas límite, como sucede con algunas repoblaciones forestales. Estas condiciones climáticas perjudicarían la regeneración de pino silvestre y laricio, o la frutescencia del piñonero, mientras favorecerían la regeneración de los pinos carrascos, aunque la elevada intensidad de sequía (IBS) y el prolongado tiempo de reposición (IBC) que requieren los árboles favorecen una mayor competencia de matorrales y hierbas, otorgando más posibilidades a los que puedan brotar de cepa (*Quercus* sp.) que a los que se reproduzcan por semilla (pinos).

Entre los efectos que también influirán negativamente en los bosques destacan el abandono de usos tradicionales en los montes y la falta de una adecuada gestión forestal, que provocan una acumulación excesiva de biomasa respecto a la capacidad del biotopo, que dificulta o impide la regeneración natural del arbolado, reduciendo así la vitalidad y salud de las masas forestales que serían más sensibles y vulnerables ante plagas y enfermedades o incendios forestales.

Por otra parte, la dendroecología nos muestra que no toda la vulnerabilidad, inestabilidad o debilidad de las masas forestales serían debidas al cambio climático, al que se adaptarían peor los bosques con elevada espesura, sino también a la falta de gestión y abandono de aprovechamientos tradicionales de recursos forestales, que sin duda acrecienta el riesgo de plagas o enfermedades y, sobre todo, de incendios forestales.

Observaciones que el Servicio Estatal de Protección de los Montes contra Agentes Nocivos (SPCAN) viene realizando en España desde 1987 permiten comprobar en algunos años la estrecha relación existente entre el decaimiento de los bosques y los episodios de sequía, como parece ocurrir con la seca de la encina. En condiciones de ascenso térmico, se esperaría una expansión del área de actuación de agentes fitopatógenos, que hasta ahora estaba limitada por el frío, o una ampliación de sus periodos de actividad, prediciéndose la aparición de enfermedades y plagas en zonas altitudinales superiores a las actuales (Moreno Rodríguez *et al.* 2005). En definitiva, los efectos previsibles del cambio climático sobre los ecosistemas forestales se manifiestan en alteraciones en la distribución, el comportamiento y las pautas de conducta de algunas especies forestales y formaciones arbóreas, modificaciones estructurales y funcionales; algunos de estos efectos son ya evidentes en España, con consecuencias tanto en las funciones ecosistémicas y socioeconómicas que desempeñan como en el flujo de los múltiples bienes y servicios ambientales, económicos y sociales que proporcionan, incluso los impactos que se proyectan, de acuerdo con las

tendencias y los futuros escenarios climáticos que se predicen, señalan una intensificación progresiva de estos efectos a medida que avance el siglo XXI.

6.3. Criterios orientadores de repoblación forestal y de selvicultura para una gestión forestal preventiva y adaptativa de bosques ibéricos a potenciales alteraciones bioclimáticas

Existe una correspondencia entre los efectos y consecuencias de posibles alteraciones climáticas o meteorológicas previsibles sobre la vulnerabilidad y resiliencia de los ecosistemas forestales, por lo que conviene progresar en la integración de las medidas necesarias para minimizar dichos impactos, de modo que permitan anticipar su adaptación mediante una planificación y gestión forestal preventiva y adaptativa de los ecosistemas forestales a posibles cambios en el futuro, para su conservación y regeneración, su protección y defensa frente a riesgos, siniestros o agentes nocivos, o propiciar un uso y aprovechamiento sostenible de los recursos forestales. En este sentido, tanto la elección de especies, métodos y técnicas de repoblación forestal, como las prácticas de selvicultura ampliamente extendidas y arraigadas en la cultura forestal, deben aprovechar la oportunidad de convertirse en herramientas clave para procurar una respuesta adecuada a los retos que plantean las previsiones de cambio climático, adecuando la tipología y estructura de las masas forestales para que maximicen su capacidad de secuestro de carbono, optimicen un aprovechamiento eficiente del agua y el suelo, y estén protegidas y preparadas para adaptarse a los nuevos escenarios bioclimáticos previsibles.

Debido al abandono de la selvicultura, los usos y aprovechamientos en gran parte de los montes españoles, una recomendación genérica sería aumentar la intervención selvícola temporal y espacial de las masas forestales, es decir, la frecuencia y la superficie bajo tratamiento selvícola. Un escenario de cambio climático que supone ascenso térmico y reducción de la disponibilidad hídrica por sequía o aridez afectaría a la mayor parte del territorio español, aunque en mayor medida a las zonas de mayor influencia mediterránea y más aún en las de tendencia semiárida.

En zonas de influencia mediterránea, las previsiones de aumento de temperatura y una supuesta reducción de la pluviometría tendrían un efecto directo sobre la disponibilidad de agua y prolongarían el periodo de sequía estival a parte del otoño y la primavera, disminuyendo el periodo de crecimiento vegetativo y comprometiendo la regeneración natural del arbolado; además habría una mayor probabilidad e intensidad de incendios forestales y vulnerabilidad ante plagas y una alta intensidad de aguaceros podría reducir la eficacia de la cubierta protectora. Recomendaciones de tipo selvícola para diferentes situaciones estacionales, específicas, estructurales y funcionales se pueden consultar en Serrada *et al.* (2011). Para ayudar a contemplar posibles escenarios futuros en el espacio, de cara a tomar decisiones en relación con la planificación y ejecución de las repoblaciones forestales, serán de utilidad las metodologías basadas en los DBC.

Teniendo en cuenta la importancia de la economía del agua en el futuro, algunos autores (González Sanchis *et al.* 2015) hablan de practicar una selvicultura de base ecohidrológica que ejerza un manejo forestal adaptativo del monte mediterráneo mediante aclareos o resalveos selectivos, de manera que procuren una óptima densidad

arbórea y de sotobosque adecuada para garantizar su función protectora que favorece la infiltración y regula la escorrentía, sin que un exceso de cobertura forestal incremente la interceptación reduciendo demasiado la percolación y la escorrentía: se trataría de lograr un equilibrio entre el agua que requiere el bosque (*green water*) y el ciclo hidrológico (*blue water*). Por esta razón, en general, se apuesta por aplicar una *"*selvicultura bioclimática e hidrológica*"* adaptativa de modo que procure un manejo del grado de cobertura forestal optimizando el equilibrio de la luz y la sombra dentro del bosque, con un aprovechamiento eficiente del agua disponible en el suelo para el adecuado desarrollo y crecimiento vegetal (*green water*), así como una adecuada distribución del flujo de agua (*blue water*) en el resto de la red hidrológica.

En definitiva para anticiparse a posibles riesgos y efectos ante previsibles perturbaciones climatológicas conviene planificar una gestión forestal preventiva y adaptativa proyectando modelos de masas forestales de espesura más bien baja, que requieren intervenciones selvícolas frecuentes, más bien extendidas y dispersas por la masa forestal que concentradas en rodales, procurando reducir la densidad y mejorar la vitalidad del arbolado, evitando su senescencia y consiguiendo su regeneración natural, sobre todo en masas mixtas e irregulares.

Igualmente convendría planificar repoblaciones forestales eligiendo las especies forestales y ecotipos adecuados a las previsiones de cambio climático sobre temperaturas y precipitaciones, con diversos objetivos preferentes, entre los que se encontrarían la productividad y captura de carbono, pero donde la repoblación "hidrológica" mediante especies y técnicas adecuadas que optimicen un aprovechamiento eficiente del agua tendrán especial relevancia en el futuro. En el ámbito de las posibilidades y prioridades de repoblación forestal, la supuesta reducción de la capacidad de retención típica (CRT) y la variación de la intensidad bioclimática potencial (IBP) que supondrían las predicciones climáticas, como constantes para una estación determinada, implicaría unos recorridos teóricos de la IBL más cortos, y quizá un menor margen de mejora de la vegetación para propiciar la restauración hidrológica forestal, entre otros indicadores bioclimáticos.

Las zonas sensibles que rodean y delimitan áreas críticas degradadas o deforestadas susceptibles de sufrir procesos erosivos de regresión, suelen ser zonas marginales o periféricas de subdesiertos, de fragilidad manifiesta y reducida capacidad para mantener verdaderos bosques, y son territorios que se podrían ganar para el bosque con la aplicación de técnicas de restauración hidrológico forestal encaminadas a reducir la pendiente para corregir la escorrentía, cuya capacidad de respuesta se puede calibrar con el coeficiente diagramático C_{hf}.

BIBLIOGRAFÍA

Alcanda J (1996) Consideraciones Técnicas en la elección de la técnica de forestación según criterios bioclimáticos. Rev For Esp 14:21-26

Alcanda J (2005) Adecuación bioclimática de las claras en monte alto. Montes 79:18-25

Alcanda P (2017) Directrices de ordenación y gestión forestal sostenible para la conservación activa del Corredor Ecológico y de Biodiversidad de los Pinares del río Tiétar. En: SECF (ed.) 7 Congreso Forestal Español, Plasencia

Alloza JA, Vallejo R (2004) Integración de la restauración forestal de zonas quemadas en la planificación forestal: un ejemplo de I+D en restauración forestal. Cuad Soc Esp Cien For 17:13–22

Allué Andrade JL (1990) Atlas fitoclimático de España. INIA. MAPA, Madrid

Birot Y, Vallejo V R (2011). Green water to sustain forest ecosystems processes and their functions. En: Birot Y, Gracia C, Palahí M (eds.). Whay science can tell us. water for forests and people in the mediterranean region a challenging balance. 67-71. European Forest Institute

Blaney JN, Criddley WD (1962) Determining water requeriment in irrigated areas from climatological and irrigation data. U.S. Deparment of Agriculture. Soil Conservation Service

García-Prats A, Del Campo-García A, Molina AJ (2015) Evaluación de la recarga producida mediante manejo de una masa de Pinus halepensis con técnicas de silvicultura hidrológica. Cuad Soc Esp Cienc For 41:195-210

García Prats A, del Campo A, Pulido-Velázquez M (2016) A hydroeconomic modeling framework for optimal integrated management of forest and water. Water Resour Res 52: 8277-8294

García-Salmerón J (1980) Los diagramas bioclimáticos y su utilización forestal

García Salmerón J (1981) Restauración de espacios naturales degradados. Forestación y reforestación (III). En: Ramos JL (dir.) Tratado del Medio Natural, Tomo IV, Universidad Politécnica de Madrid, 121-129

Giannakopoulos C (2006) Trends in energy loaddemand for Athens, Greece: weather and non-weatherrelated factors. Clim Res 31:97–108

González Rebollar JL (1984) Propuestas para el desarrollo de una fitoclimatología dinámica: un ensayo en la provincia de León. Estudios Geográficos 177: 401-431

González Sanchis M, del Campo García A, Lidón A, Llul C, Bautista I, García Prats A, Francés F (2015) Incorporación de criterios eco-hidrológicos en la gestión forestal: adaptación a la escasez de agua de una masa marginal de encina. Cuad Soc Esp Cienc For 41:211-218

Gracia C, Sabaté S, López B, Sánchez A (2001). Presente y futuro del bosque mediterráneo: balance de carbono, gestión forestal y cambio global. Ecosistemas Mediterráneos. Análisis Funcional. Simposio de la Sociedad Española de Ecología Terrestre. Granada, del 11 al 13 de febrero de 2000 (351-372). Colección Textos Universitarios, nº 32. CSIC. AEET

IPCC (2007) Climate Change (2007) Synthesis report Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido

Israelsen OW, Hansen VE (1962) Irrigation Principles and Practices. 3rd Edition, Wiley International Edition, New York

Kettunen M, Genovesi P, Gollasch S, Pagad S, Starfinger U, ten Brink P, Shine C (2008) Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) -Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium

Manrique-Alba A, Ruiz-Yanetti S, Chirino E (2015) El balance hídrico en el suelo de 4 pinares (Pinus halepensis) de repoblación de la provincia de Alicante. Cuad Soc Esp Cien For 41:259–270

McCarthy JJ, Canziani OF, Leary NA, Dokken DJ, White KS (eds.) (2001) Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Published for the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press

Montero de Burgos JL (1987) La regresión vegetal y la restauración forestal. Bol Est Central Ecol 31: 5-22

Montero de Burgos JL (1991) Evolución vegetal. Óptimo natural y óptimo forestal. Ecología, número fuera de serie 1:309-320

Montero de Burgos JL (1993) Nuevos Diagramas Bioclimáticos. Rev For Esp 8:6-9

Montero de Burgos JL (1995) Cambio climático en España detectado mediante series de diagramas bioclimáticos. Rev For Esp 13:14-17

Montero de Burgos JL, González Rebollar JL, García Salmerón J, Serrada R (1981) Restauración de espacios naturales degradados. Forestación y reforestación (I). En: Ramos JL (dir.) Tratado del Medio Natural, Tomo IV, Universidad Politécnica de Madrid, 77-94

Montero de Burgos JL y González Rebollar JL (1973) Diagramas bioclimáticos. ICONA, Madrid

Montero de Burgos JL y González Rebollar JL (1987) Anexo Diagramas Bioclimáticos. En: Rivas-Martínez S (ed.) Memoria de series de vegetación de España. ICONA, Madrid, 227-268

Moreno Rodríguez JM (ed) (2005) Evaluación Preliminar de los Impactos en España por efecto del Cambio Climático. Proyecto ECCE. Informe Final. Ministerio de Medio Ambiente

Ramos MC (2001) Rainfall distribution patterns and their changes over time in a Mediterranean area. Theoretical and Applied Climatology, 69:163-170

Ramos MC, Martínez-Casasnovas JA (2006) Trends in precipitation concentration and extremes in the mediterranean Penedés-Anoia region, NE spain. Climatic Change (2006) 74:457–474

Ramos MC, Martínez Casasnovas JA (2009) Impacts of annual precipitation extremes on soil and nutrient losses in vineyards of NE Spain. Hydrol. Process., 23:224-235

Pardo Fabregat F, Blanco D, Sanfeliu T, Gallardo A, Vicente Fortea AB, Soriano A (2012) Estudio preliminar de la elección de la vegetación ante el cambio climático en un proyecto de ordenación de montes. En: XVI Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Valencia

Rivas Martínez S (1987) Memoria del mapa de series de vegetación de España. ICONA. MAPA, Madrid

Ruiz de la Torre J (1990) Memoria del Mapa Forestal de España. ICONA, Madrid

Sabaté S, Gracia CA, Sánchez A (2002) Likely effects of climate change on growth of Quercus ilex, Pinus halepensis, Pinus pinaster, Pinus sylvestris and Fagus sylvatica forests in the Mediterranean region. Forest Ecology and Management 162:23–37

Sabaté S, Keenan T, Claramunt B, Espelta JM, Vayreda J, Gracia CA, Plà E, Cotillas M, Sánchez Humanes B (2009). Impactos del cambio climático sobre los bosques mediterráneos analizados en el marco de distintos proyectos de investigación. En: SECF (ed.) 5 Congreso Forestal Español, Ávila

Serrada R, Aroca MJ, Roig S, Bravo A, Gómez-Sanz V (2011) Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en el sector forestal. Grupo de Ecología y Gestión Forestal Sostenible Universidad Politécnica de Madrid. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino

TRAGSATEC (2002) Estrategia Forestal de la Región de Murcia. Dirección General del Medio Natural. Murcia

TRAGSATEC (2015) Directrices de Ordenación y Gestión Forestal Sostenible para la Conservación Activa del Corredor Ecológico y de Biodiversidad de los Pinares del Tiétar (inédito)

Thornthwaite CW, Mather JR (1957) Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. Publ Climatol 10(3)

Vallejo R (2004) Integración de la restauración forestal de zonas quemadas en la planificación forestal: un ejemplo de I+D en restauración forestal. Cuad Soc Esp Cien For 17:13–22

Valladares F, Vilagrosa A, Peñuelas J (2004) Estrés hídrico : ecofisiología y escalas de la sequía. En: Ministerio de Medio Ambiente (ed) Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp 163–190

Capítulo 8

Demandas sociales sobre los montes. Objetivos preferentes del proyecto de repoblación rodal a rodal: modelos de masa a conseguir

Rafael SERRADA HIERRO, Jesús PEMÁN GARCIA,
Rafael Mª NAVARRO CERRILLO

1. Demandas sociales sobre los montes

Las demandas que la sociedad humana plantea sobre los ecosistemas en general han sido denominadas servicios de los ecosistemas, y sistematizadas en cuatro tipos o grupos esenciales: de acogida o mantenimiento (*supporting*); de abastecimiento (*provisioning*); de regulación (*regulating*); y culturales o sociales (*cultural*) (Mooney y Cropper 2005, Fundación Biodiversidad 2011).

En la tabla 8.1, sobre la base de esta enumeración de servicios o funciones de los ecosistemas en relación con el bienestar humano, se detallan las funciones, dentro de cada grupo, que mayor importancia y frecuencia tienen en los ecosistemas forestales españoles.

Se ha expuesto en el capítulo 1 que el objetivo preferente de las repoblaciones forestales es el criterio más importante para establecer la sistemática de las mismas. Estos objetivos se pueden agrupar, simplificando las funciones enumeradas en la tabla 8.1, en dos grandes grupos: producción de materias primas (abastecimiento) y protección del suelo, la atmósfera o de la biodiversidad (acogida, regulación, sociales). Esta simplificación permite hablar con propiedad, de ahora en adelante, de repoblaciones "productoras" y de repoblaciones "protectoras".

La planificación, la técnica, el impacto ambiental y la justificación de las repoblaciones "protectoras" son totalmente divergentes de lo correspondiente a las repoblaciones "productoras". La confusión o simplificación existente entre los dos

objetivos preferentes, motivada por la existencia del término genérico de repoblación forestal (confusión que se ha extendido a las normas administrativas, los medios de comunicación y los debates medioambientales), conduce con excesiva frecuencia a tomar la parte por el todo y, en definitiva, a no plantear los problemas con el rigor requerido; todo ello en detrimento de la trascendente labor pendiente para restaurar las cubiertas vegetales en grandes extensiones, a fin de reducir la erosión y mejorar el estado, los procesos y las funciones de nuestros montes.

Tabla 8.1 Funciones más importantes y/o frecuentes de los montes españoles, agrupadas según criterio de Mooney y Cropper (2005) y Fundación de la Biodiversidad (2011).

Grupo de servicios	Funciones
Acogida o mantenimiento (*supporting*)	Biodiversidad Formación del suelo Ciclo de nutrientes Producción primaria
Abastecimiento (*provisioning*)	Madera Energía (leñas y carbón vegetal) Pastoreo Corcho y otras cortezas Resina Frutos (piñón, castaña, bellota,...) Apicultura Agua para consumo humano o para usos agrícolas o industriales Hongos Esparto Plantas medicinales y/o aromáticas Caza y pesca fluvial
Regulación (*regulating*)	Regulación del ciclo hidrológico y protección hidrológico-forestal Control de avenidas y calidad del agua Defensa frente a la erosión eólica Protección frente a aludes y movimientos de tierras Regulación de la composición de la atmósfera, con aporte de oxígeno y fijación de CO_2 Mitigación del cambio climático Procesos bióticos de control de plagas y de polinización
Culturales o sociales (*cultural*)	Empleo Disfrute estético de los paisajes Actividades recreativas y ecoturismo Conocimiento científico Identidad cultural y sentido de pertenencia Sentimiento espiritual y religioso Educación ambiental

2. Objetivo preferente de la repoblación forestal en un rodal

Toda masa forestal, independientemente de su origen, puede y debe, en aplicación del principio del uso múltiple del monte, producir varias utilidades de una forma simultánea. Cuando en la práctica selvícola se aborda la propuesta de tratamiento de una masa forestal existente, lo primero a conocer, además del estado estático y del análisis dinámico del conjunto del rodal, es la función preferente que debe cumplir dicha masa. Este planteamiento es lógico, pues la composición específica y la estructura deberán ser aquellas que maximicen la función propuesta y a las que servirá el tratamiento, garantizando, en todo caso, la sostenibilidad y dando oportunidad a otras posibles funciones (multifuncionalidad, no exclusivismo). Del mismo modo, para una masa que no existe, lo primero a abordar, a la hora proyectar su introducción, es proponer para qué ha de servir preferentemente, lo que orientará sobre su composición y estructura.

¿Hay mayor indeterminación y ausencia de criterios de calidad sobre lo actuado si no se sabe para qué se hacen las cosas? ¿Es posible, *a posteriori*, comprobar la eficacia de lo realizado si no se dice o conoce el objetivo? (Serrada *et al*. 2005).

Estas cuestiones se resuelven, fijando la función preferente, respondiendo a la pregunta: ¿para qué repoblar? Algunos pasados errores puntuales y reales de ejecución en este aspecto han contribuido a la leyenda negra de la repoblación forestal en España, junto con muy frecuentes y falsas interpretaciones de la actividad repobladora realizada.

El conocimiento para la elección de los objetivos de una repoblación se encuentra en un doble ámbito: en los estudios acerca de la calidad estacional y de la condición (estados erosivos, dinámica evolutiva, etc.) del rodal a repoblar, por una parte; y en el análisis de las demandas sociales establecidas a través de instrumentos de planificación forestal, por otro. Los primeros estudios se fundamentan en la ecología forestal (capítulo 4), en el diagnóstico de la vegetación actual (capítulo 5); y los segundos en la sociología según el modo de ser aplicada a estos fines que se ha expuesto en el capítulo 6 de este libro.

Los objetivos preferentes para las repoblaciones forestales en España pueden, y deben, ser tan variados como las funciones que las masas forestales actuales prestan. Sin embargo, los más trascendentes por extensión territorial y por importancia social y económica en España, son: la protección hidrológica, que a la larga es una función de producción directa de una de las materias primas más importantes para la sociedad, el agua en cantidad y calidad adecuadas; y la producción de madera, de la que somos deficitarios ya que las extracciones únicamente cubren el 45% del consumo nacional (Montero y Serrada 2013).

Hoy en día, los objetivos como la mejora de la calidad del paisaje, la restauración del hábitat de diferentes especies sensibles mejorando la biodiversidad o la fijación de carbono atmosférico han adquirido gran protagonismo, si bien hay que tener en cuenta que son objetivos que habitualmente realiza cualquier repoblación forestal aunque el objetivo preferente adoptado para su diseño sea otro.

Para las repoblaciones específicas, que han sido enumeradas en el capítulo 1, la decisión para fijar el objetivo concreto está relacionada con la situación física del rodal correspondiente y con los fenómenos y circunstancias que en él se manifiestan, así como su extensión.

En estos casos de "repoblaciones específicas", decididas en el contexto de un plan de actuaciones y de repoblación más amplio, es la condición o situación concreta del rodal la que justifica el objetivo preferente de la misma en relación con el problema o disfunción real que se pretende remediar. Las decisiones posteriores sobre la composición específica y la densidad inicial de la repoblación se basarán en servir a este objetivo. Por tanto, no es necesario proponer estudios específicos genéricos sobre el rodal a repoblar para justificar dicho objetivo, más allá de la descripción fisiográfica, climática y edáfica necesaria para la identificación de especies compatibles y para fundamentar las operaciones de ejecución.

Sin embargo, en el caso de las "repoblaciones genéricas", las que tienen como objeto la creación de masas forestales de mayor extensión, que según sus fines principales pueden subdividirse en (ver capítulo 1) repoblaciones "productoras" (tienen como finalidad la producción de bienes directos tales como la madera, la fibra, la bioenergía y/o los productos forestales no maderables) y repoblaciones "protectoras" (aquellas destinadas a defender el suelo de la erosión hídrica, aunque en un sentido amplio también serán repoblaciones protectoras las destinadas a reducir los efectos de la erosión eólica, aumentar la diversidad específica para acelerar la sucesión vegetal, o mejorar las condiciones de desarrollo de la vida silvestre, el paisaje y la biodiversidad, sin perjuicio de que puedan utilizarse para producir materias primas secundariamente), por lo que es necesario disponer de estudios previos de las características de cada rodal concreto para fundamentar la decisión de la fijación del objetivo preferente y para orientar sobre la asignación de prioridades. A exponer este tipo de estudios y metodologías se dedican los siguientes epígrafes.

3. Estudios sobre la calidad estación de un rodal o de productividad

Este tipo de estudios es necesario siempre que se pretenda justificar la ejecución de una repoblación productora, especialmente para la producción de maderas o energía. Para el caso de producción directa de corcho, resina o frutos, el estudio imprescindible es el que acredita la compatibilidad del alcornoque, el pino rodeno, el pino piñonero o el castaño (u otras especies forestales productoras de frutos).

En el caso de repoblaciones protectoras, justificadas por el estado erosivo del rodal o por determinaciones de la planificación, este estudio de calidad estacional también es conveniente para pronosticar la capacidad de asiento y el desarrollo de la nueva masa y valorar la posibilidad de una producción secundaria de materias primas.

Ahora bien, la posibilidad de producir madera en una cantidad que justifique la inversión que requiere la repoblación tiene que basarse en la comprobación de que el rodal a repoblar posee una suficiente productividad forestal real, valorada a través del estudio de la calidad de la estación.

La ausencia de masa forestal en el rodal a repoblar plantea como únicos métodos de valoración de la calidad de estación aquellos que estén basados en el análisis de los factores ecológicos, clima y suelo (Serrada 2011). Estos métodos tratan de asignar a cada rodal una determinada "productividad potencial forestal" (PPF), que es aquella que se podría obtener en un rodal concreto cuando la evolución de su suelo sea concordante con

el clima y la roca madre, y con el tratamiento adecuado de una masa de la especie forestal autóctona más productiva en buen estado fitosanitario.

La "productividad forestal real" (PFR) puede resultar inferior a la PPF cuando el suelo no haya alcanzado su madurez, lo que es fácil de comprobar con un estudio de su profundidad y pedregosidad. En algunos casos, en suelos de buena calidad, la PFR puede ser superior, incluso el doble, que la PPF empleando especies exóticas de alto rendimiento cuya fisiología les permite aprovechar con ventaja los recursos estacionales.

La mayor parte de las metodologías de valoración de la PPF expresan el resultado como crecimiento medio máximo de una masa regular medido en metros cúbicos de madera por hectárea y por año ($m^3\,ha^{-1}\,año^{-1}$).

A efectos de valorar la calidad de estación a través de factores ecológicos (climáticos y/o edáficos orientados por la fisiografía), y poder, en su caso, proponer como función preferente la productora de madera, se recomiendan y comentan algunas metodologías que se han desarrollado en España. No procede describir con detalle los fundamentos y procedimientos de cálculo de cada metodología, por lo que se remite a las referencias bibliográficas y a lo expuesto en el capítulo 4.

3.1. Métodos basados en el Índice de Paterson

La metodología propuesta por Gandullo y Serrada (1977) está basada en la adaptación del Índice de Paterson al clima de nuestras latitudes y en la incorporación de un factor de corrección de la estimación de la PPF a través del clima, estando dicho factor relacionado con la calidad edáfica esperada en cada tipo de litofacies. Con esta metodología se realizó un mapa de PFF de la España peninsular en escala 1:1000000, como auxiliar para planificaciones forestales en grandes comarcas. Pero la aplicación de mayor interés de esta metodología en el proyecto ordinario de repoblación forestal es la caracterización de forma puntual de un rodal o de un conjunto de rodales, a escala mucho mayor.

La caracterización individual de un rodal permite razonar sobre la posibilidad de asignar un objetivo preferente productor de madera, pues una alta productividad potencial forestal es condición necesaria, aunque no suficiente, para tomar la decisión sobre dicho objetivo, pues preferencias de tipo sociológico o extremados estados de degradación edáfica pueden aconsejar otros fines.

Cuando el proyecto de repoblación forestal abarca varios rodales, la aplicación de esta metodología a cada uno de ellos permite un diagnóstico muy preciso para la comparación entre ellos por este criterio, ya que en todos se aplica la misma metodología. Esta comparación permite fundamentar decisiones sobre prioridades en la ejecución.

Posteriormente, Sánchez Palomares y Sánchez Serrano (2000) elaboraron el Mapa de Productividad Potencial Forestal de España, en escala 1:200000, en cartografía digital (figura 8.1). Esta herramienta mejora el detalle, por conjuntos provinciales, para la planificación comarcal o para la asignación de valores de PPF a rodales concretos.

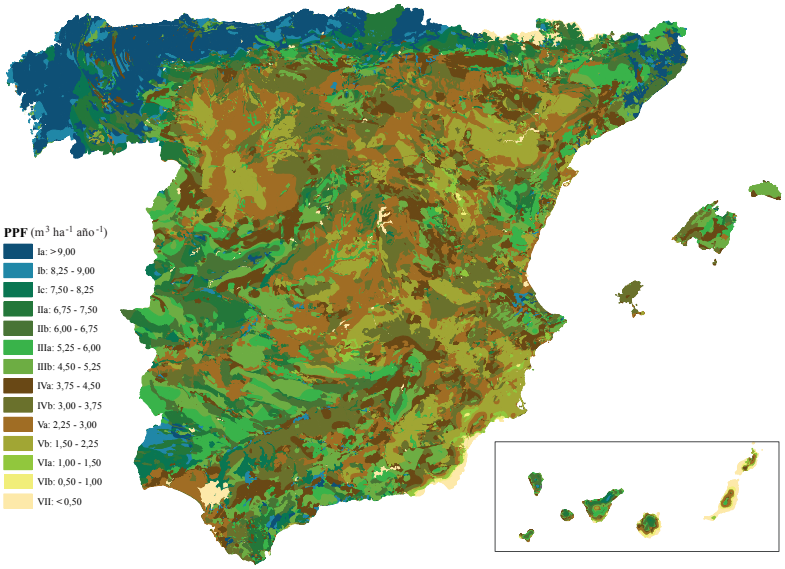


Figura 8.1. Mapa de productividad potencial forestal de España (Sánchez Palomares y Sánchez Serrano 2000) (fuente: Banco de Datos de la Naturaleza, MITECO).

Finalmente en relación con este tipo de metodologías, Benavides *et al*. (2007) realizan el cálculo de la productividad potencial forestal en Asturias a escala regional utilizando una nueva metodología con la ayuda de sistemas de información geográfica (SIG) y técnicas de geoestadística.

3.2. Métodos basados en diagramas bioclimáticos

Los diagramas bioclimáticos (Montero de Burgos y González-Rebollar 1974; Montero de Burgos 1993), basados en la representación gráfica del clima según el modo propuesto por Gaussen y Walter, incluyendo el efecto de la evapotranspiración real bajo diferentes hipótesis de cálculo de la capacidad de retención de agua en el suelo (CRA) y de la escorrentía (W), son instrumentos de análisis de la estación forestal específicamente diseñados por sus autores para su aplicación en repoblaciones forestales (capítulos 4 y 7). En las obras citadas se explican los fundamentos de la metodología y el cálculo para numerosas estaciones españolas.

García Salmerón (1980) indica que el concepto de intensidad bioclimática libre (IBL) está relacionado con la PPF cuando el cálculo se realiza bajo hipótesis de ausencia de escorrentía y con alta CRA y con la PFR, cuando el cálculo se realiza bajo hipótesis de escorrentía y/o escasa CRA. En este sentido, los diagramas bioclimáticos contribuyen a caracterizar la calidad de estación de un rodal y posibilita la comparación de las calidades de varios rodales.

Por otra parte, García Salmerón (1980) explica la aplicación de los diagramas bioclimáticos a decisiones importantes relacionadas con la repoblación forestal tales

como la identificación de especies compatibles, la preparación del suelo y la elección del tipo de planta. Posteriormente, Alcanda (1996) ha aplicado los diagramas para la elección de la técnica de preparación del suelo.

3.3. Método basado en estudios de autoecología paramétrica de especies forestales.

Este método se basa en los estudios de autoecología paramétrica de las principales especies forestales arbóreas españolas, iniciados por Nicolás y Gandullo (1967) y continuados por Sánchez Palomares y Montero (López Senespleda *et al.* 2018). Estos estudios permiten pronosticar, con cierta precisión, las limitaciones climáticas y edáficas que un rodal concreto ofrece para las especies estudiadas.

El inicio de los estudios tuvo lugar en 1967, con la publicación referente a *Pinus pinaster*, y la última publicación se ha producido en 2013, referente a los robles genuinos (*Quercus robur*, *Q. petraea*) y al abeto blanco (*Abies alba*). En el conjunto de todo este trabajo se han realizado más de 2800 calicatas para el estudio de los suelos en el área de distribución de las 19 especies forestales españolas con mayor presencia territorial en masas puras. Se han publicado las memorias correspondientes a 14 especies o formaciones: 7 pinos (*Pinus pinaster, P. sylvestris, P. halepensis, P. radiata, P. nigra, P. canariensis, P. pinea*), laurisilva, castaño (*Castanea sativa*), haya (*Fagus sylvatica*), alcornoque (*Q. suber*), rebollo (*Q. pyrenaica*), encina (*Q. ilex*) y sabina albar (*Juniperus thurifera*) y el quejigo (*Q. faginea*) (ver López Senespleda *et al.* 2018 para una revisión completa).

Esta metodología se basa en la definición de los hábitats o biotopos de las diferentes especies a través de un conjunto de parámetros ecológicos obtenidos en las parcelas muestreadas del área natural de distribución de la especie. Estos parámetros son de naturaleza fisiográfica, climática, edáfica y edafoclimática. El número de estos parámetros ha variado con el tiempo y con la especie estudiada.

Un notable avance en la metodología, posibilitado por las mejoras informáticas, se produce en 1994 con la publicación de Estaciones Ecológicas de los Pinares Españoles (Gandullo y Sánchez Palomares 1994) y el programa informático Pinares (Gandullo y Sánchez Palomares 2000). En este trabajo se sintetizan los resultados de los estudios de autoecología paramétrica realizados hasta la fecha, correspondientes a siete pinos, y se elaboran las ecuaciones de pronóstico de calidad del rodal en estudio en función de los parámetros ecológicos que, para cada especie, resultan más explicativos (tabla 8.2).

La utilización del programa Pinares está limitada en la actualidad por no incluir a todas las especies importantes y por el lenguaje informático en que se desarrolló. Trabajos más recientes, como los de Bravo-Oviedo y Montero (2005) o de Sánchez Palomares *et al*. (2013), han aportado nueva información sobre la estimación de la calidad de estación para el pino piñonero. La estimación mediante ecuaciones predictivas de la calidad de estación (CAL) o el índice de sitio (IS) es un modo de pronosticar la productividad del rodal, basado en conocer los parámetros ecológicos más significativos para cada especie.

En sustitución del programa Pinares, se ha puesto a punto recientemente la aplicación ModERFoRest (*Modeling Environmental Requirements for Forest Restoration*) que permite al usuario obtener índices para diagnosticar la compatibilidad de las 19 especies

Tabla 8.2. Ecuaciones de pronóstico de calidad de estación (CAL) para diferentes especies de pino en función de los parámetros ecológicos más explicativos. Su aplicación requiere la caracterización edafológica completa del rodal en estudio (Gandullo y Sánchez Palomares 1994; Gandullo y Sánchez Palomares 2000).

Especie	Ecuación predictiva de calidad de estación [1]	Interpretación de CAL
Pinus sylvestris	$CAL = 0{,}5547 + 1{,}0358\ \sqrt{\lvert OSC - 16{,}5\rvert} + (0{,}2046\ \lvert TF - 65\rvert^3/10^4) + 0{,}9373\ \sqrt{\lvert MO - 4\rvert} + 0{,}8859\ \lvert PHA - 5{,}5\rvert + 0{,}0118\ \lvert ETRM - 550\rvert$	< 1,5 calidad I(+) 1,5 a 2,5 I(-) > 9,5 V(-)
Pinus nigra var. *pyrenaica*	$CAL = 20{,}547 - 1{,}8466\ INS^3 - (175{,}9305/TMC) + 0{,}31891\ \sqrt{\lvert SUP - 225\rvert}\ \lambda + 0{,}8765\ (CRA^3/10^6) - 0{,}0088\ \lvert CA - 25\rvert^2 - 0{,}0024\ (ETRM^3/10^6)$	Altura en metros del estrato dominante a la edad de 50 años
Pinus nigra var. *hispanica*	$CAL = 30{,}7037 - (257{,}4432/OSC) - 0{,}9189\ \ln\lvert IH - 60\rvert - 6{,}4310\ \sqrt{(\lvert ISQ - 0{,}08\rvert)} + 0{,}0192\ (TF^2/10^2) - 0{,}5081\ \sqrt{\lvert LIM - 25\rvert} + 0{,}0118\ \lvert SF - 175\rvert$	Altura en metros del estrato dominante a la edad de 50 años
Pinus canariensis	$CAL = 18{,}8355 - 0{,}44\ (\lvert ALT - 1200\rvert^2/10^5) - 162{,}9393\ \lvert INS - 0{,}85\rvert^3\ \lambda + 0{,}0911\ PV + 0{,}0009\ TF^2 - 0{,}0087\ \lvert ARC - 20\rvert^2 - 0{,}0141 PHA^3$	Altura en metros del estrato dominante a la edad de 50 años
Pinus pinaster subsp. *atlantica*	$CAL = 2{,}5799 - 0{,}1272\ \lvert PND - 15\rvert + 6{,}6193\ \sqrt{\lvert INS - 0{,}95\rvert} + 0{,}0306\ \lvert ETP - 800\rvert$	< 1,5 calidad I(+) 1,5 a 2,5 I(-) > 9,5 V(-)
Pinus pinaster subsp. *mediterranea*	$CAL = 9{,}2789 - 0{,}0166\ PP + 2{,}5915\ \sqrt{\lvert ISQ - 0{,}2\rvert} - 0{,}9057\ (TF^3/10^6) - 0{,}2498\ (\lvert LIM - 30\rvert^2/10^2)$	< 1,5 calidad I(+) 1,5 a 2,5 I(-) > 9,5 V(-)
Pinus pinea	$CAL = 34{,}7144 - 2{,}8389\ \sqrt{\lvert TMF - 8\rvert} - 0{,}6429\ \sqrt{\lvert TF - 90\rvert} + 0{,}0162\ PER^3\ \lambda + 0{,}4322\ \sqrt{CA} - 2{,}1977\ \mathrm{Ln}\ ETRM - 0{,}3161\ \mathrm{Ln}\ SF$	Altura en metros del estrato dominante a la edad de 50 años
Pinus halepensis	$\mathrm{CAL} = -0{,}6942 + 0{,}003\ (PV^2/10^2) + 1{,}5818\ \ln PO - 0{,}91\ (PT^2/10^5) - 0{,}0102\ TF^3/10^4 + 0{,}0012\ \lvert LIM - 40\rvert^2 + 0{,}3148\ \lvert PHA - 7{,}2\rvert^3$	< 1,5 calidad I(+) 1,5 a 2,5 I(-) > 7,5 IV(-)
Pinus radiata	$CAL = 11{,}0606 + 0{,}003\ ALT + 0{,}1752\ \sqrt{\lvert LIM - 55\rvert} + 0{,}8287\ (CI^2/10^3)\ \lambda - 0{,}0121\ ETRM - (1{,}4189/\lvert DRJ - 700\rvert)$	< 1,5 calidad I(+) 1,5 a 2,5 I(-) > 9,5 V(-)

[1]ALT: altitud (m), ARC: arcilla (%), CA: carbonatos activos (%), CI: carbonatos inactivos (%), CRA: capacidad de retención de agua (mm), DRJ: drenaje calculado (mm), ETP: evapotranspiración potencial (mm), ETRM: evapotranspiración real máxima posible (mm), IH: índice hídrico anual (mm), INS: insolación, ISQ: intensidad de la sequía, LIM: limo (%), MO: materia orgánica (%), OSC: oscilación térmica (ºC), PHA: acidez actual, PER: permeabilidad, PND: pendiente (%), PP: precipitación de primavera (mm), PV: precipitación de verano (mm), SF. sequía fisiológica (mm), SUP: suma de superávits (mm), TF: tierra fina (%), TMC: temperatura media del mes más cálido (ªC), TMF: temperatura media del mes más frío (ºC).

arbóreas citadas con una estación de la que se conocen sus datos climáticos y edáficos. Proporciona otras utilidades como facilitar la descripción de la estación y poder simular estos diagnósticos introduciendo datos de clima relacionados con los escenarios de cambio climático. La descarga de esta aplicación será posible desde portales relacionados con el estudio y gestión del sector forestal (capítulo 4).

4. Aplicación de los estudios de productividad potencial forestal para fijar el objetivo preferente de la repoblación

En caso de que la productividad estimada del monte por una o varias de las metodologías expuestas resulte ser media o alta –lo que puede ser considerado así con valores superiores a los 3 ó 4 $m^3 ha^{-1} año^{-1}$ en un contexto medio de las condiciones del territorio español–, se realizará un estudio económico para comprobar si la inversión es rentable (ver capítulo 23). Valores inferiores a estas cifras para un crecimiento medio máximo potencial descartan, con cierta seguridad, que la inversión a realizar en la repoblación y su mantenimiento pueda ser compensada por la producción maderable futura. Esta producción, en caso de repoblar, pasaría a ser secundaria y el diseño de la repoblación se haría con la composición y estructura de las repoblaciones protectoras.

La dificultad de obtener gran precisión en el estudio económico es notable, dados los largos plazos de la producción forestal y el incierto valor unitario de la madera a largo plazo, pero pueden ayudar para estos fines las tablas de producción de las diferentes especies forestales. Superados los dos análisis anteriores, se atenderá, para completar la decisión, a analizar las experiencias en montes de la comarca, los intereses de la propiedad del monte y a la compatibilidad actual y futura de la especie productora, autóctona o exótica, con la estación.

5. Estudios sobre los estados erosivos de un rodal

A efectos de valorar la necesidad y urgencia de una repoblación cuyo objetivo deba ser la protección y regulación hidrológico-forestal, el proyectista tiene a su disposición, tras comprobar sobre el terreno los fenómenos erosivos, todo un amplio cuerpo de doctrina sobre hidrología forestal (López-Cadenas 2003).

La posibilidad de una finalidad protectora de la repoblación se determinará realizando un estudio del estado erosivo o hidrológico del monte que determine las pérdidas de suelo en la actualidad y las que podría tener en caso de ser repoblado. En este caso, es recomendable aplicar la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo (USLE) elaborada por USDA, y considerar como no admisibles pérdidas de más de 12 Mg $ha^{-1} año^{-1}$.

Como es sabido, la ecuación USLE predice las pérdidas por erosión o degradación específica de un rodal (A, en Mg $ha^{-1} año^{-1}$) en función de los factores que intervienen en el proceso: la intensidad de los aguaceros (R), la pendiente y la longitud de ladera (LS), la permeabilidad y erosionabilidad del suelo (k), el efecto de vegetación actual o futura (c) y las posibles prácticas de cultivo (p). Sus resultados son cartografiables (figura 8.2) o se pueden referir numéricamente a un rodal concreto para compararlo con otros rodales a efectos de realizar priorizaciones.

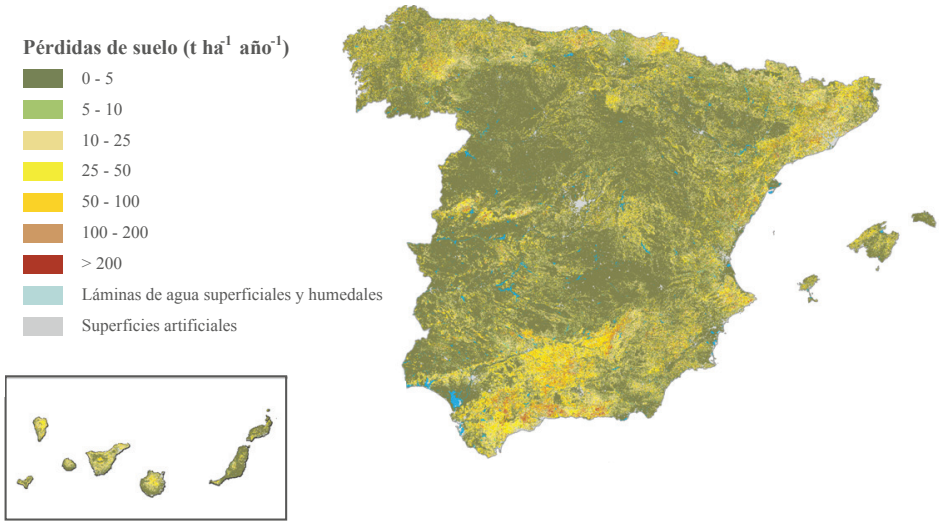


Figura 8.2. Mapa del Inventario Nacional de Erosión de Suelos de España: erosión laminar y en regueros (fuente: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación).

También se pueden valorar, con metodologías adecuadas (MUSLE), los efectos del estado erosivo del rodal en el exterior. Independientemente de las críticas que sobre las metodologías citadas se puedan realizar en relación con su capacidad de predicción de los fenómenos erosivos valorados en términos absolutos, éstas tienen gran eficacia a la hora de comparar diferentes rodales en una determinada zona y dar un orden de prioridades para las actuaciones sobre ellos, lo que en la planificación y ejecución de las repoblaciones hidrológicas resulta muy importante.

Dadas las dificultades de valorar en términos monetarios los beneficios que pueda proporcionar una repoblación de protección hidrológica, en este caso no resulta necesario hacer un estudio de la rentabilidad de la inversión, aunque, lógicamente, este mayor grado de libertad en la decisión de las repoblaciones protectoras debe ser restringido con un proyecto exigente en cuanto a la minimizar los costes de ejecución de los trabajos y en cuanto a la eficacia temporal y cualitativa de la masa a crear en relación con la protección del suelo. Una alta erosión es condición necesaria, aunque no suficiente, para tomar la decisión de objetivo preferente de protección hidrológica, pues preferencias de tipo sociológico pueden aconsejar otros fines.

6. Estudios sobre el grado de madurez de las agrupaciones vegetales

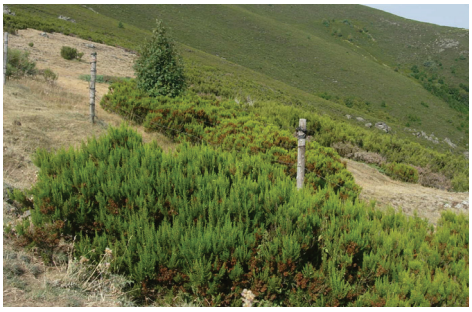
En ocasiones, la necesidad de actuar con un fin protector no está justificada por la necesidad de proteger el suelo frente a la erosión, si no por el interés en recuperar una cubierta vegetal de mayor madurez a la actual. La sobreexplotación de muchas de las comunidades vegetales originales ha ocasionado la proliferación de comunidades seriales

más o menos estables que dificultan la instalación de una agrupación de mayor madurez. Es el caso, por ejemplo, de determinadas agrupaciones de jaras (*Cistus* sp.), que se establecen en encinares o rebollares degradados. Izco (1984) resume en la siguiente cita el significado de estas comunidades: "El jaral pringoso (*Cistus ladanifer*) tiene escasísimo valor; aunque las ovejas y cabras despuntan los tallos tiernos en otoño e invierno, lo hacen sólo de forma esporádica pero no son buen alimento ni el ganado lo aprecia; la miel de jara no es buena; tampoco es formador de suelo; por último, existe siempre el grave riesgo de su fácil incendio. A pesar de su indudable estética y su grato aroma, síntesis de los de la jara, el cantueso, romero, tomillo blanco, etc., y de la existencia de algunos endemismos, toda acción que tienda a suplantar esta vegetación por otra más estable es positiva. Con esta intención está indicada la repoblación con tal de controlar el desarrollo del matorral en el sotobosque para evitar el riesgo de incendio."

Otras comunidades de carácter serial, al igual que las jaras, son los tojares (*Ulex europaeus*), los aulagares (*Genista scorpius*), algunas comunidades de brezos (*Erica* spp., *Calluna vulgaris*) o algunas agrupaciones de labiadas como los romerales, tomillares o salviares, entre otras (figura 8.3).

Ruiz de la Torre (1990), para la elaboración del Mapa Forestal de España, estableció unos niveles de madurez que representan, en palabras del mismo, "la posición relativa de un tipo de agrupación entre el desierto completo y una situación teórica estable de máxima adaptación a las condiciones del medio, máximo aprovechamiento de la potencialidad natural y máxima estabilidad por adaptación de los componentes a la convivencia". El propio autor rechaza que estos niveles pretendan significar una etapa en la evolución hacia una teórica climax, como representan los modelos en serie, indicando que sugieren más una categoría de estructura y valor protector. El incremento del nivel evolutivo implica incremento de la regulación de flujos, incremento de la retención de energía, internalización de nutrientes y aumento de la estabilidad a largo plazo. Para la vegetación zonal de la España Peninsular y las Islas Baleares, Ruiz de la Torre (1990) ha propuesto una escala de 10 niveles de madurez principales (tabla 8.3).

Agrupación de *Cistus ladanifer* con cantueso
(Robledo de Cortes, Guadalajara)
(foto: J Otero).



Agrupación monoespecífica de *Calluna vulgaris*
(Puerto de la Quesera, Segovia)
(foto: J Pemán).

Figura 8.3. Ejemplos de agrupaciones derivadas de la sobrexplotación de las comunidades vegetales originales.

Tabla 8.3 Niveles de madurez de la vegetación zonal de la España peninsular e Islas Baleares (Ruiz de la Torre 1990).

Nivel de madurez	Tipos de agrupaciones
9	Bosque poliedícico monostrato: fraga, laurisilva, etc.
8	Bosque di-triedicico de especies arbóreas principales
7	Bosque puro de especie principal. Rodales de árboles localmente principales. Pinares de *P. sylvestris* o *P. uncinata* naturales
6	Bosque puro o mixto de especies no principales. Pinar xerófilo, abedular, castañar, parque. Arbustedo denso estable: madroñal, avellanar, mancha, etc. Monte bajo mixto, arbustivo o como matorral alto de especies principales
5	Matorral alto y denso (especies no principales). Manchas degradadas. Bardal inerme. Espinar. Bardal espinoso. Arbustedo claro estable. Monte bajo puro, arbustivo o alto, de especie principal. Brezal alto y denso. Cervunal
4	Parque de sabinas o enebros. Brezal mediano denso. Monte bajo de talla media, mixto o puro, de especies principales. Garriga densa. Tojar/alaugar alto y denso Arandanal. Retamar (en sentido amplio, a base de *Retama*, *Sarothamnus*, *Cytisus*, *Genista*, etc.), cambronales, codesares Albaidar en región más o menos árida. Romeral denso en zonas más o menos áridas. Prado de diente. Lastonar, pastizal mixto leñoso, bajo y denso, del tipo dominante en los altos "campos" y parameras Repoblaciones antiguas
3	Matorral de leguminosas espinosas (excluidos aulagares altos y densos). Piornales con hiniesta. Erizales. Brezal mediano claro. Gayuba, garriga baja (sentido amplio, de matorral basófilo) Romeral. Matagallar. Albaidar. Jaral noble (*Cistus populifolius*, *C. laurifolius*). Prado de siega. Pastizal estacional denso. Cerveral Lastonar en baja o mediana altitud. Repoblaciones en estado de monte bravo
2	Tomillar (sentido amplio, incluyendo matorrales de compuestas de secano abandonadas, a base de *Artemisia*, *Helichrysum*, *Santolina*), jaguarzales y carpazales. Brecinales. Pastizal xerófilo claro. Trebolares, malagares, etc. Gramales y espiguillares persistentes. Jarales helioxerófilos. Romeral en roza. Albinar ontinar. Orzagal. Almajares. Sapinares Repoblaciones recientes de pinos
1	Herbazales terofíticos (sentido amplio, incluyendo espiguillares o herbazales de gramíneas, jaramagales, harmagales, cenizares, barrillares, etc.)
0	0/1 Desierto de líquenes 0/0 Desierto más o menos completo (cubierta inferior al 5%, por: pastoreo prolongado con sobrecarga, hielo, erosión, roca compacta, deslizamiento o corrimiento, acción trópica especial, etc.)

7. Estudios sobre la calidad del paisaje

Numerosas repoblaciones protectoras se han justificado con el objetivo de mejorar el paisaje. El paisaje, entendido como el resultado de la acción de numerosos factores que intervienen en su formación y evolución (relieve, litología, procesos geomorfológicos, vegetación, fauna, perturbaciones naturales, acción antrópica, etc.) puede ser alterado por la acción repobladora.

La valoración del paisaje se ha abordado, en numerosas ocasiones, a través de la estimación de la "calidad" y la "fragilidad visual". La calidad visual representa el grado de excelencia de un paisaje, mientras que la fragilidad es un concepto similar al de vulnerabilidad y significa la susceptibilidad del paisaje al cambio. Para la estimación de la calidad visual (figura 8.4) se ha recurrido tradicionalmente a métodos indirectos que, bien de una forma cualitativa o cuantitativa, evalúan el paisaje analizando y describiendo sus componentes (Aramburu *et al*. 2003; Martínez-Vega *et al*. 2003). La vegetación, factor modificado por la repoblación, suele evaluarse a través de parámetros como la fisionomía de la agrupación vegetal, el número de estratos presentes, los cambios de estaciones y la composición escénica. López-Leiva y Escribano (1999) han profundizado en el estudio sobre la influencia de la cubierta vegetal en el valor paisajístico del territorio, desarrollando un modelo específico de análisis de la vegetación que tiene en cuenta los atributos elementales de la vegetación (color, textura, estructura vertical, estructura horizontal, densidad de distintos estratos, altura de estratos superiores), las propiedades primarias (heterogeneidad cromática, grado de continuidad, textura, regularidad en la disposición de los elementos vegetales, densidad del estrato leñoso superior, altura media del estrato superior) y las categorías estéticas (variedad visual, integridad, complejidad visual, transparencia visual; ver capítulo 11).

El Convenio Europeo del Paisaje, aprobado por el Consejo Europa en el año 2000, ha supuesto la elaboración de normativas sobre protección del paisaje en algunas comunidades autónomas como Cataluña (Ley 8/2005, de 8 de junio), la Comunidad Valenciana (Ley 4/2004, de 30 de junio) y Galicia (Ley 7/2008, de 7 de julio). En otras comunidades se han elaborado cartografías sobre el paisaje, con diferentes metodologías, como es el caso de Aragón, Cataluña, Comunidad Valenciana, La Rioja, Madrid o País Vasco.

Paisaje con baja calidad visual (Fonfría, Teruel).

Paisaje con alta calidad visual fruto de la acción repobladora (Valle de Hecho, Huesca).

Figura 8.4. Paisajes antropizados con diferente calidad visual (fotos: J Pemán).

8. Otros objetivos para la repoblación protectora

Dentro del conjunto de funciones de prestación de servicios de las masas forestales, cabe considerar como objetivo preferente alguno de los siguientes, especialmente cuando no se manifiesta un importante estado erosivo o una muy alta productividad: mejora de las propiedades edáficas, fomento de la biodiversidad y mejora del hábitat.

El suelo es, en sí mismo, un recurso natural trascendente, reforzado este aspecto por su capacidad de almacenamiento de carbono. Toda repoblación forestal sobre un rodal raso, independientemente de su objetivo preferente (productor de madera o de protección frente a la erosión hídrica), cumple esta función. En el caso de terrenos agrícolas en los que no se manifiesta una gran productividad forestal y no se presentan fenómenos erosivos, la mejora del perfil edáfico y la fijación de carbono asociada a la forestación pueden constituir un objetivo. En este último caso, el cambio de uso, además de mejorar el suelo, favorecerá la biodiversidad, tanto animal como vegetal. El diseño de la repoblación forestal con este objetivo preferente es, lógicamente, distinto al de las repoblaciones productoras o hidrológicas.

En otro orden de cosas, el Real Decreto 378/93, posteriormente modificado por diferentes normas, derivado de directivas europeas sobre política agraria, introdujo un nuevo objetivo para la actividad repobladora en España: abandonar tierras de producción agrícola y obtener por ello unas rentas compensatorias anuales proporcionales a la superficie repoblada. Es decir, se instalaron y mantuvieron masas forestales con el objetivo preferente de obtener subvenciones, aunque no se pudiera esperar una producción directa o no existiera erosión hídrica. Ante esta situación, la estrategia de los técnicos y las administraciones forestales consistió en atender a las demandas de los agricultores, pero promoviendo la instalación de masas que, además de persistir, cubrieran algún objetivo productor o protector que contribuyera a una política forestal global, concordante con el contexto comarcal (figura 8.5).

La consideración de la repoblación forestal como instrumento para la mitigación del cambio climático, como recogen el protocolo de Kioto en 2005 y, en el ámbito europeo, el Reglamento (CE) 74/2009, hace de ella una de las medidas más eficaces para la compensación de la emisión de gases de efecto invernadero. En este sentido, según lo dispuesto en el Real Decreto 163/2014 sobre el registro de huella de carbono, compensación y proyectos de absorción de dióxido de carbono, es uno de los proyectos tipo de absorción de CO_2 admitidos para la reducción de la huella de carbono (tabla 8.4).

Figura 8.5. Siembra de encinas (*Quercus ilex* subsp. *ballota*) en una forestación de tierras agrarias en Atea (Zaragoza) (foto: J Pemán) y resultado 17 años después (foto: JM Lorente).

Tabla 8.4. Ejemplos de proyectos inscritos en el Registro de huella de carbono, compensación y proyectos de absorción (fuente: https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/mitigacion-politicas-y-medidas/registro-huella.aspx).

Proyecto	Desarrollador del proyecto	Localización	Superficie (ha)	Secuestro previsto CO_2 (Mg)	Año de inicio del proyecto
Reforestación en zona incendiada mediante plantación de *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Q. faginea*, *P. nigra* subsp. *salzmannii*, *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna*, *Sorbus domestica* y *Celtis australis*	Grupo Sylvestrys	Ejulve (TE)	3,88	759	2019
Plantación de *Q. ilex* y *P. halepensis*	Grupo Sylvestrys	Vall d'Ebro (A)	2,9	186	2019
Plantación de *Q. ilex* subsp. *ballota*, *P. pinea*, *J. thurifera* y *Prunus dulcis*	Fundación Aquae	Zamora (ZA)	1,26	81	2018
Plantación de *Q. ilex* subsp. *ballota*, *Q. faginea*, *Sorbus domestica*, *P. sylvestris*, *Celtis australis*, *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna* y *P. nigra* subsp. *salzmannii*	Caixabank	Ejulve (TE)	4,9	699	2018
Plantación de *Q. ilex* subsp. *ballota*, *P. pinea*, *Prunus dulcis*, *Crataegus monogyna* y *Arbutus unedo* y siembra de *P. halepensis*	Caixabank	El Bruc (B)	11,1	812	2018
Reforestación con *P. pinea*, *Q. ilex* y *P. halepensis*	Calzados Hergar	Arnedo (LO)	6	1435	2017
Reforestación con *Q. ilex* en parcelas con uso agrario (pastos)	Calzados Fal	Bergasa (LO)	2,5	180	2017
Reforestación con especies autóctonas en zona periurbana afectada por vertidos urbanos incontrolados, sin necesidad de estructura de riego	Ayto. de Valladolid	Valladolid (VA)	13,18	2337	2017
Reforestación con *P. nigra*, *P. pinea*, *Prunus amygdalus*, *Q. faginea* y *Q. ilex* en parcelas con uso agrario (pastos)	Endesa	Valdemaqueda (M)	20,05	474	2017
Plantación de *Q. ilex* subsp. *balllota*, *P. halepensis*, *Sorbus domestica* y *Rhamnus alaternus*	Eurofred	Artana (CS)	21,84	1383	2018
Reforestación en zona agrícola mediante plantación de *P. pinea*, *Q. ilex*, *Q. faginea*, *Crataegus monogyna*, *Pistacia terebinthus*, *Populus alba*, *Fraxinus angusfolia*, *Prunus dulcis*, *Acer monspesulanum* y *Populus nigra*	Ferrovial Corporación	Torremocha de Jarama (M)	4,8	1136	
Forestación de tierras agrícolas en Adanero con *P. pinea*	Eulen	Adanero (AV)	10,09	1353	2017
Plantación de *P. pinea*, *P. halepensis, Quercus ilex*	Ayto. de Arnedo	Arnedo (LO)	62,93	17507	2013

BIBLIOGRAFÍA

Alcanda J (1996) Consideraciones teóricas en la técnica de forestación según criterios bioclimáticos. Rev For Española 14:21–26

Aramburu M., Escribano R, Rubio R (2003) Cálculo de índice de calidad visual del paisaje de la Comunidad de Madrid. IV Congr. Cienc. del Paisaje

Benavides R, Montes F, Rubio A, Osoro Otaduy K, Roig Gómez S (2007) Cálculo de la productividad potencial forestal a escala regional basada en un modelo biofísico en la zona montañosa del norte de España, Asturia. Cuad Soc Esp Cienc For 23:127–133

Bravo A, Montero G (2005) Site index in relation to edaphic variables in stone pine (Pinus pinea) stands in south west Spain. Ann. For. Sci. 62:61-72

Fundación Biodiversidad (2011) La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados. Madrid

Gandullo JM, Sánchez Palomares O (1994) Estaciones Ecológicas de los Pinares Españoles. Madrid

Gandullo JM, Sánchez Palomares O (2000) Programa Pinares. Montes 60:5–9

Gandullo JM, Serrada R (1977) Mapa de productividad potencial forestal de la España Peninsular. Madrid

García Salmerón J (1980) Los diagramas bioclimáticos y su utilización forestal. Fôret Mediterranéenne I:165–178

Izco J (1984) Madrid verde. Madrid

López-Cadenas F (coor) (2003) La ingeniería en los procesos de desertificación. Tragsa. Madrid

López-Leiva C, Escribano R (1999) Criterios para el análisis de la vegetación en los estudios de paisaje. Montes 55:44–51

López Senespleda E, Montero G, Ruiz Peinado R, Alonso Ponce R, Serrada R, Sanchez Palomares O (2018). Cincuenta años de autoecología forestal paramétrica en España. Revistas Foresta 70:40-47

Martínez-Vega J, Martín M., Romero R (2003) Valoración del paisaje en la zona de especial protección de aves carrizales y sotos de Aranjuez (Comunidad de Madrid). GeoFocus 3:1–21

Montero G, Serrada R (2013) La situación de los bosques y el sector forestal en España - ISFE 2013. Edit. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Lourizán (Pontevedra)

Montero de Burgos JL (1993) Nuevos diagramas bioclimáticos. Rev For Española 8:6–9

Montero de Burgos JL, González-Rebollar JL (1974) Diagramas bioclimáticos. Madrid

Mooney H, Cropper A (coor) (2005) Ecosystems and human well-being: Synthesis. Washington, DC

Nicolas A, Gandullo JM (1967). Ecología de los pinares españoles I. Pinus pinaster Ait. IFIE, Madrid

Ruiz de la Torre J (1990) Memoria General del Mapa Forestal de España (1:200.000). Instituto Geográfico Nacional,, Madrid

Sánchez Palomares O, López Senespleda E, Calama R, Ruiz Peinado R, Montero G (2013) Autoecología paramétrica de Pinus pinea L. en la España peninsular. INIA. Madrid

Sánchez Palomares O, Sánchez Serrano F (2000) Mapa de productividad potencial forestal de España. Cartografía digital. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid

Serrada R (2011) Apuntes de selvicultura. Madrid

Serrada R, Navarro-Cerrillo R, Pemán J (2005) La calidad de las repoblaciones forestales: una aproximación desde la selvicultura y la ecofisiología. Investig Agrar Sist Recur For 14:462–481

Bases técnicas

Capítulo 9
Condicionantes del proyecto de repoblación

Jesús PEMÁN GARCÍA, Rafael SERRADA HIERRO,
Rafael NAVARRO CERRILLO, Valentín GÓMEZ SANZ

1. Introducción

Uno de los aspectos más relevantes de un proyecto de obra, en el ámbito de la ingeniería, es el análisis de los condicionantes y limitaciones específicos que tiene el proyecto. Estos condicionantes tradicionalmente se han estructurado en cuatro grupos: físicos, técnicos, legales y económicos (Martínez-Montes y Ordoñez 2006). En los tiempos actuales cabría añadir un grupo más, los ambientales, y completar los económicos con los aspectos sociales. Si dejamos a un lado los condicionantes técnicos, que son los propios del estado de la tecnología en cada momento, el resto son los que propiamente condicionan el proyecto y definen su entorno. Estos condicionantes vendrán determinados por el tipo de obra a ejecutar para el problema que se plantea.

Así, en el ámbito de la restauración ecológica una vez diagnosticada la situación de partida, conocidos los procesos que influyen en el estado de degradación del ecosistema y definida el tipo de actuación a realizar y los objetivos perseguidos, hay que analizar los condicionantes y limitaciones que este tipo de actuación tiene en el entorno del proyecto (Clewell *et al*. 2005). En ocasiones, los condicionantes del proyecto no están expresamente recogidos como tales pero están incluidos en el diagnóstico de la situación actual (Mola *et al*. 2018).

En el ámbito forestal, el análisis de los condicionantes como punto de partida previo a la toma de decisiones ha estado presente desde los primeros proyectos de repoblación. El reglamento de la ley de 1877 de repoblación, fomento y mejora de los montes públicos ya indicaba que en la memoria general, que serviría de anteproyecto, debía hacerse referencia con "toda claridad y exactitud posible", entre otros, a los siguientes aspectos: "1) Nombre, cabida y pertenencia del monte, 2) Reseña geográfica, orográfica y topográfica, 3) Clima de la localidad, 4) Enumeración de las especies leñosas del monte, 5) Especies dominantes y subordinadas, 6) Método de beneficio, 7) Servidumbres que posen sobre el monte, expresando si está o no deslindado y reclamaciones que sobre posesión se haya interpuesto". Estos aspectos no eran

más que la descripción de la situación actual antes comentada y que condicionaban las actuaciones a realizar. Las instrucciones de ordenación de montes de 1930 especificaban como se debía realizar la descripción del monte para la elaboración del inventario, el diagnóstico de la situación actual que diríamos en la actualidad. Esta se basaba en tres grandes aspectos: i) estado legal, ii) estado natural y iii) estado forestal. Las instrucciones de 1970 lo completarían con un cuarto aspecto, iv) estado económico. La descripción del monte según estos cuatro grandes apartados trascendió de los proyectos de ordenación y se generalizó a la práctica totalidad de proyectos forestales. En la descripción del estado natural del monte se hacía referencia a sus aspectos físicos y bióticos, en concreto: "situación geográfica, posición orográfica y configuración del terreno, posición hidrográfica, plano general topográfico, características del clima, características del suelo, vegetación, fauna, enfermedades y plagas". Se puede observar claramente el gran paralelismo existente en la forma de describir el monte, en la fase de inventario, con los condicionantes del proyecto primeramente expuestos. No obstante, hay que indicar que cuando se generalizó esta forma de describir el monte en los proyectos de repoblación, esta descripción fue en muchas ocasiones pura retórica, al no analizar con la debida profundidad los condicionantes que realmente afectaban a las decisiones del proyecto.

Aclarado el marco conceptual, con sus referencias históricas, parece evidente que para enumerar los condicionantes que se deben describir en un proyecto de repoblación hay que tener en cuenta los factores que influyen en cada una de las decisiones de este tipo de proyectos (ver capítulo 20).

Para garantizar la selección correcta de las diferentes alternativas técnicas que tienen estas decisiones hay que conocer los principales condicionantes que influyen en cada una de ellas (tabla 9.1), a los que hay que añadir, obviamente, los objetivos que se persiguen en el proyecto. Hay que tener presente, también, que estas decisiones están interrelacionadas, por lo que se condicionan entre ellas.

Existen otros condicionantes que influyen en el contexto general del proyecto y en alguna de sus decisiones, como son los que se agrupan bajo el nombre de condicionantes legales. Algunos de ellos pueden tener especial relevancia, como pueda ser la existencia de una figura de protección, al determinar que alternativas técnicas se pueden ejecutar en dicho espacio. Hay otros condicionantes que, aunque no limitan directamente la elección de las diferentes alternativas técnicas, son importantes para la ejecución de los trabajos. Es el caso de las infraestructuras existentes en el monte, concretamente, su red viaria.

Algunos de estos condicionantes han sido abordados ya exhaustivamente en este texto, al hacer referencia a la estación forestal (capítulo 4) o al análisis de la vegetación actual o potencial (capítulo 5).

El estudio de los condicionantes concluye con una zonificación o rodalización del medio en unidades ecológicas homogéneas de cara a los elementos que intervienen en la elección de las alternativas técnicas de las diferentes decisiones. En el contexto del proyecto de repoblación es lo que se denomina apeo previo de los rodales de repoblación. Estos conceptos son desarrollados ampliamente en el capítulo 10.

Tabla 9.1. Principales condicionantes que influyen en las decisiones estratégicas del proyecto de repoblación.

Decisión	Principales condicionantes
Elección de especies	Clima, suelo, exposición, vegetación, fauna, paisaje, tipo y régimen de perturbaciones, aspectos sociales
Elección de la calidad genética del material forestal de reproducción	Capacidad productiva de la estación, clima, suelo, altitud
Elección del tratamiento sobre la vegetación existente	Vegetación, clima, suelo, pendiente, paisaje, tipo y régimen de perturbaciones
Elección del procedimiento de preparación del suelo	Suelo, clima, pendiente, riesgos de procesos de degradación del suelo, paisaje
Elección del método de repoblación	Clima, suelo, tipo y régimen de perturbaciones, fauna, aspectos sociales
Elección del tipo de planta (contenedor / raíz desnuda)	Clima, suelo
Elección de la época de siembra y plantación	Clima, suelo, fauna
Elección de la densidad y marco de plantación	Clima, suelo, tipo y régimen de las perturbaciones, fauna, aspectos socioeconómicos
Elección de los sistemas de protección y control de la herbivoría	Fauna, aspectos socioeconómicos
Elección de sistemas de control de la competencia por la vegetación herbácea	Vegetación

2. Estudio del estado legal del monte

Un aspecto relevante que puede condicionar el proyecto, o algunas de sus decisiones, es el que hace referencia a la propiedad y a las restricciones de uso y disfrute que puede tener el monte a repoblar. Por ello, es necesario describir una serie de aspectos:

- **Situación administrativa.** Se detallará la comunidad autónoma, provincia, comarca si la hubiera, término municipal y entidad local menor si procede.
- **Pertenencia.** Se deberán acreditar por los datos que figuren en el Registro de la Propiedad. En el caso de montes catalogados de utilidad pública (MUP) podría bastar la titularidad consignada en el mismo. En el caso de montes públicos no catalogados la titularidad queda acreditada por el Registro de la Propiedad y la relación de bienes municipales. En algunos casos es de interés conocer las vicisitudes que la propiedad ha sufrido a lo largo del tiempo para comprender mejor determinados aspectos de carácter sociológico. A su vez, se puede incorporar información sobre trámites de catalogación en curso, proponer soluciones legales más convenientes y prever, en todo caso, la evolución de la propiedad más probable, para adecuar a la misma algunas decisiones técnicas. En el caso de proyectos realizados por la Administración forestal en montes de titularidad pública se debe consignar la autorización expresa del titular del monte de la realización del proyecto, mediante el acuerdo plenario correspondiente. Especial atención hay que prestar para

identificar a los titulares y responsables de la iniciativa repobladora en los casos de pro-indivisos y montes formados por agrupaciones. Las recientes iniciativas legislativas sobre montes de socios pueden resultar de gran utilidad en este aspecto.

- **Límites.** Deben referirse con precisión los límites del monte y el grado de certeza o duda sobre los mismos. En el caso de los MUP debe indicarse si el monte está deslindado y amojonado con referencia a sus normas declaratorias. En su defecto se debe utilizar la información catastral.
- **Enclavados.** Se enumerarán todos los enclavados del monte con la información cartográfica necesaria para conocer su ubicación y los límites de los mismos. De los mismos se detallará la titularidad, la inscripción registral, la superficie y usos y servidumbres.
- **Superficies o cabidas.** Se indicará la que figure en los documentos acreditativos de propiedad, distinguiendo la cabida total y la de los enclavados si los hubiese. Pueden existir discordancias entre las cabidas reflejadas en la documentación consultada y la obtenida por planimetría de la cartografía que se vaya a utilizar en el proyecto. Es conveniente indicar expresamente la superficie afectada por el proyecto de repoblación en términos absolutos y relativos.
- **Valores singulares.** Se deberá indicar si el monte está dentro de cualquier espacio natural que cuente con una declaración de singularidad o protección (Catálogo de Montes de Utilidad Pública, Espacio Natural Protegido, LIC, ZEPA, Red Natura 2000, etc.) indicando las posibles limitaciones a la realización del proyecto y las normas que las regulan.
- **Servidumbres.** Se hará una relación expresa de las mismas con mención de la documentación que las acredite. Deberá analizarse la compatibilidad de las mismas con el objetivo del proyecto. Se prestará especial atención a las servidumbres de paso y de pastos para que sean respetadas por la actividad repobladora. Otras servidumbres a reflejar son las relativas a tendidos eléctricos o telefónicos que, en función de su altura, no deben ser afectados por la repoblación.
- **Vías pecuarias.** Se reseñarán las vías pecuarias que atraviesen el monte o lo circunden, indicando su categoría y los datos correspondientes a su deslinde y aprovechamiento si lo hubiera.
- **Ocupaciones.** En el caso de MUP deberán relacionarse las ocupaciones autorizadas en el monte detallándose sus límites, fecha de la resolución aprobatoria, titular, plazo de duración y el uso al que han sido destinadas.
- **Usos y costumbres.** Se referirán los usos y costumbres vecinales describiendo su origen y base legal con la implicación que los mismos puedan tener en los objetivos del proyecto. Se hará mención expresa de las ordenanzas municipales que regulen los mismos.

Hay que llamar la atención del proyectista sobre la necesidad de referir los diferentes documentos de planeamiento que puedan existir sobre el monte y que condicionen los posibles usos del mismo. También deben tenerse presentes las limitaciones que a la repoblación forestal puedan imponer las diferentes normas sectoriales de carácter forestal (Pemán *et al*. 2000).

3. Estudio fisiográfico

La forma del relieve, o fisiografía, tiene una particular importancia en la identificación de zonas ecológicamente homogéneas para la elección de especies, el tratamiento de la vegetación o el procedimiento de preparación del suelo. Independientemente del objetivo a alcanzar, siempre debe tenerse en cuenta el modelado de la superficie terrestre. La geoforma es un elemento complejo que guarda una estrecha relación con otros elementos y procesos, que a veces condiciona en gran medida como es la erosión, la edafogénesis, etc. Es por esto por lo que no siempre convendrá realizar una inventariación sistemática de geoformas, si no una interpretación de su influencia sobre otros factores estudiados.

La complejidad de la geomorfología hace que su influencia sea particularmente amplia. Así, por ejemplo, la climatología general de amplias áreas puede verse modificada según la configuración del terreno (por ejemplo, microclimas de fondo de valle o crestas). La relación con la edafología es notable, siempre que entre en juego el factor tiempo. Se sabe que un suelo depende de factores litológicos, climáticos y geomorfológicos en cuanto a su génesis. Las vaguadas y fondos de valle poseen características que pueden ser muy determinantes en el tipo de especie a emplear como son el disponer, en la mayoría de los casos, de suelos más profundos, capa freática más alta, posibles fenómenos de inversión térmica, etc. Las lomas y zonas más expuestas a los vientos precisan de vegetaciones más resistentes a estos fenómenos, etc.

Una aproximación geomorfológica constituye una gran ayuda para realizar los estudios edafológicos posteriores, de tal manera que un alzado geomorfológico de las unidades en las que se desarrolla la edafogénesis puede facilitar una correcta interpretación de algunas características del suelo como la textura o la profundidad (por ejemplo, la relación entre cambios de pendiente y procesos de erosión y depósito).

Si el proyecto abarca una superficie extensa puede ser muy útil la diferenciación de unidades geomorfológicas constituyendo, en muchas ocasiones, la base para el apeo previo de rodales de repoblación (capítulo 4). Los atributos o variables fisiográficas que tienen más incidencia en un proyecto de repoblación son: i) altitud, ii) pendiente, iii) orientación y iv) exposición.

- **Altitud.** Es un parámetro fisiográfico que influye en la distribución de las especies vegetales por sus efectos en numerosos factores como son la temperatura, la luz, el viento, la humedad relativa, la disponibilidad del agua en el suelo o la duración del periodo vegetativo. La variación altitudinal determina pisos de vegetación o altitudinales, que reflejan la variación de la vegetación con la altura debido al gradiente térmico. En especies con una distribución espacial amplia se puede observar una correlación clara entre la latitud y la altitud, expresada mediante la conocida regla geobotánica de que un descenso de un grado en latitud provoca, en la distribución de la especie, un ascenso de 100 m en altitud.

  También, a la hora de elegir adecuadamente el material de base en las categorías identificada y seleccionada del material forestal de reproducción esta variable es de enorme interés para la realización de la homologación ecológica entre la estación y las regiones de procedencia del material de base.

La descripción de esta variable en el proyecto de repoblación puede realizarse mediante la elaboración del mapa auxiliar de altitudes y la elaboración de la curva hipsográfica, que permite obtener de una manera inmediata la altitud media de la estación a repoblar. Los intervalos altitudinales a considerar en el proyecto serán los que en cada estación produzcan una variación en la composición de la agrupación vegetal. Para Gandullo y Sánchez Palomares (1994) las cotas de 500, 800 y 1200 m separan cuatro pisos altitudinales: piso bajo (menos de 500 m), piso bajo montano (500 – 800 m), piso montano (800 – 1200 m) y el piso subalpino (más de 1200 m). Con la utilización de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), la obtención del mapa de altitudes se obtiene a partir del modelo digital del terreno.

- **Pendiente.** Es un factor que influye de forma determinante en el tipo de preparación del suelo a realizar y de forma indirecta en la especie, al condicionar ciertas propiedades del suelo y la radiación incidente en una superficie determinada. La influencia de este factor en la preparación del suelo, en los tratamientos sobre la vegetación preexistente o en el método de plantación o siembra radica en su influencia sobre la posibilidad de mecanización de los trabajos (figura 9.1, tabla 9.2).

Retroaraña trabajando por línea de máxima pendiente en la Granja de Escarp (Lleida) (foto: J Pemán).

Tractor de cadenas subsolando por curvas de nivel en Solsona (Lleida) (foto: J Arnó).

Plantadora de reja acoplada a tractor de cadenas trabajando por curvas de nivel sobre terrazas en Llançá (Girona) (foto: J Pemán).

Figura 9.1. La pendiente condiciona la mecanización en los trabajos de repoblación.

Tabla 9.2. Tipología de pendientes y posibilidades de mecanización de trabajos asociados al proceso repoblador (trabajos de preparación del terreno, de tratamiento de la vegetación y de plantación o siembra). Propuesta de definición de intervalos concordantes con los aplicados en los capítulos de ejecución de la repoblación (modificado de Delgado *et al.* 1987).

Tipología de pendientes		Posibilidades de mecanización		
Denominación	**Rangos (%)**	**En toda la superficie**	**En curvas de nivel**	**En línea de máxima pendiente**
Terrenos llanos o poco inclinados	0 – 5	Sin restricciones para la mecanización. Uso de todo tipo de tractores y equipos		
Terrenos ligeramente inclinados	5 – 15	Sin restricciones para la mecanización. Uso de todo tipo de tractores y equipos		
Terrenos inclinados	15 - 25	No viable para tractores agrícolas	Todo tipo de tractores de cadenas. Retroexcavadora	
	25 – 35	No viable	Tractores de cadenas	Tractores de cadenas y retroexcavadoras
Terrenos escarpados	35 – 55	No viable	Tractores de alta estabilidad	Tractores de cadenas. Retroexcavadoras y retroaraña.
	55 - 75	No viable	No viable	Retroaraña
	> 75	Limitante para trabajar sobre la ladera. Únicamente hidrosiembras o siembras aéreas		

La descripción de esta variable en el proyecto de repoblación puede realizarse mediante la elaboración del mapa auxiliar de pendientes y la distribución de superficies según los intervalos de la misma. Con la utilización de los SIG, la obtención del mapa de pendientes se realiza a partir del modelo digital del terreno. Por su influencia en las decisiones antes comentadas, esta variable tiene un peso importante en el apeo de rodales de repoblación.

- **Orientación.** En nuestras latitudes, es un factor determinante para la elección de especies. De acuerdo a Mota y Carreras (1994), este factor integra los requerimientos de sombra y abrigo de las especies, por entender que ambos factores están relacionados (tanto la insolación como el viento, especialmente si es seco, tienen un efecto fisiológico similar, provocando ambos un aumento de la transpiración). La variación de la vegetación según este factor es patente en cualquier diagrama catenal o perfil fitotopográfico. Dentro de las áreas de distribución natural de las diferentes especies se constata que en sus ubicaciones más meridionales las especies suelen ubicarse en cotas más altas y en la laderas más frescas, al contrario que ocurre que sus ubicaciones más septentrionales.

  La descripción de esta variable en el proyecto de repoblación puede realizarse mediante la elaboración del mapa auxiliar de orientaciones y la distribución de superficies según los intervalos de la misma. Con la utilización de los SIG, la obtención del mapa de orientaciones se realiza a partir del modelo digital del terreno.

- **Exposición.** Este atributo es combinación de la orientación y la pendiente y permite estimar con mayor exactitud la insolación que recibe una ladera. Es un factor, por tanto, que influye directamente en la elección de especies.

  Entre los índices de evaluación de la insolación propuestos está el de Gandullo (1974), que ha sido descrito en el capítulo 4, y que ha sido utilizado en los estudios de autoecología paramétrica (Gandullo y Sánchez Palomares 1994; Montero *et al*. 2016) y en otros trabajos (Almeida 1997). Con la utilización de los SIG, la obtención del mapa de exposiciones se obtiene a partir del modelo digital del terreno.

4. Estudio del clima

El clima es, sin duda, el factor que mayor influencia ha tenido en la distribución geográfica natural de la vegetación y es, también, el primer factor condicionante del éxito o fracaso en el establecimiento de nuevas repoblaciones. Las observaciones climáticas de una estación meteorológica permitirán definir el macroclima o clima general de un lugar. La elección de la estación es un problema que debe solucionarse localmente, estudiando las características topográficas y altitudinales de la zona, que son las variables que más afectan a la representatividad de una estación meteorológica respecto de un área determinada. En el capítulo 4 se describe la metodología para realizar la caracterización climática de una estación. En él se exponen las variables meteorológicas básicas y el modo de obtener sus valores.

Por otra parte, para un proyecto de repoblación es necesario hacer una caracterización mesoclimática. Existen diferentes modelos que pretenden recoger esa influencia local de la estación, bien a través de la variación de la escorrentía, la capacidad de retención

de agua en el suelo o la orientación. Las metodologías de mayor interés han sido ya descritas en el capítulo 4.

A la hora de realizar estas caracterizaciones climáticas hay que tener muy presente el escenario de cambio climático, como ha quedado comentado en el capítulo 4, habida cuenta del interés que se tiene de que la masa forestal perdure en el tiempo. Para que este objetivo se cumpla hay que conseguir la adaptación de la masa a los posibles impactos que del mismo se deriven, como son: la reducción de la disponibilidad hídrica, el aumento de la severidad de los incendios, de la intensidad de las precipitaciones, de la frecuencia de las perturbaciones abióticas o bióticas, etc. (Serrada *et al*. 2011).

Paralelamente a estas proyecciones se han realizado estudios sobre la modificación del hábitat de diferentes especies (Benito *et al*. 2008; García López y Allué Camacho 2010; Felicísimo *et al*. 2011), que han puesto de manifiesto, por ejemplo, que los bosques de montaña de *Pinus sylvestris, Pinus uncinata* y *Abies alba* sufrirán una importante reducción en su área de distribución, al igual que determinadas formaciones caducifolias de *Fagus sylvatica* y *Quercus petraea*, y submediterráneas como *Quercus pyrenaica*. En contraste, las especies típicamente mediterráneas tendrán afecciones diferentes por el cambio.

Además de en la elección de las especies, las características climáticas de la estación influyen en la mayoría de las decisiones estratégicas del proyecto de repoblación (tabla 9.3).

5. Estudio litológico

La caracterización litológica de la estación objeto del proyecto es el punto de partida para la interpretación de las características físicas y bióticas de la misma, así como de muchos de los procesos que tienen lugar en ella. Así, permite la interpretación de la geomorfología y de la formación de los suelos que se desarrollan sobre la estación y, por tanto, de las comunidades vegetales que sobre los mismos se asientan. En este sentido, este aspecto influye directamente en la identificación de compatibilidad para la elección de especies. Además, algunas de las propiedades físicas de las diferentes litologías presentes, como la permeabilidad, la estabilidad en pendientes o su erodibilidad, son propiedades que pueden influir en la apertura de terrazas o en la excavación para la apertura de pistas forestales.

La descripción litológica en el proyecto debe realizarse a partir de la diferenciación de las diferentes unidades geológicas presentes. La información puede conseguirse a partir de los mapas geológicos elaborados por el Instituto Geológico y Minero de España, aunque su escala es pequeña, no siempre apta para un estudio a nivel de monte. En el capítulo 4 se incluye referencia a la caracterización litológica de la estación forestal. En el proyecto de repoblación se recomienda elaborar un mapa litológico que tendrá un carácter de auxiliar para la realización del apeo de rodales.

6. Estudio del suelo

El suelo es uno de los principales componentes del medio y sus características condicionan tanto la distribución natural de las especies vegetales como el desarrollo de las plantas introducidas de forma artificial mediante repoblación. Aunque no es más

Tabla 9.3. Variables climáticas que influyen en las decisiones estratégicas del proyecto de repoblación

Decisiones estratégicas	Variables	Objetivo
Identificación de compatibilidad para la elección de especie	Distribución mensual de la precipitación, temperatura media y mensual y valores máximos y mínimos de los meses más cálidos y más fríos, balance hídrico, duración del periodo seco	Elegir la especie más idónea para la estación y que cumpla los objetivos de la repoblación
Elección del material de base del material forestal de reproducción	Precipitación anual y estival, número de meses de déficit hídrico, temperatura media y mensual y valores máximos y mínimos de los meses más cálidos y más fríos, oscilación térmica, número de meses de helada segura	Buscar la afinidad climática del material de base con la zona a repoblar
Tratamientos sobre la vegetación	Precipitaciones máximas (24 h)	Elegir la extensión del tratamiento en función del riesgo de escorrentía y de erosión superficial
	Periodo vegetativo	Elegir la época del tratamiento durante el periodo de actividad vegetativa para reducir su capacidad de rebrote
Procedimiento de preparación del suelo	Precipitaciones máximas (24 h)	Dimensionar correctamente las estructuras de retención de agua y la separación entre ellas
	Balance hídrico	Estimar la disponibilidad de agua en el suelo para la definir la época idónea de la preparación del mismo y la necesidad de una mayor o menor intensidad para mejorar la capacidad de retención de agua en el suelo
Época de plantación o siembra	Periodo de helada segura	Posponer la época a la finalización del periodo de heladas seguras
	Balance hídrico	Estimar la disponibilidad de agua en el suelo
Densidad	Balance hídrico	Estimar la disponibilidad de agua en el suelo, para valorar el grado de competencia que se puede establecer por este recurso entre las plantas a introducir
Tipo de planta	Balance hídrico	Estimar la disponibilidad de agua en el suelo, para elegir el tipo de planta a utilizar
Cuidados culturales (riego)	Balance hídrico	Estimar su necesidad en función de los requerimientos de las especies a introducir

que uno de los diversos factores ecológicos que controlan la distribución de los tipos de vegetación, en determinadas circunstancias puede ser de máxima importancia. Esto es especialmente cierto en el proceso de identificación de especies compatibles para realizar la elección de la o las adecuadas en repoblaciones forestales porque, como afirma Pritchett (1986), cuanto más alejada esté una especie de su región climáticamente óptima, más exigente se volverá respecto del suelo. Esta afirmación lleva a un concepto de aptitud de un suelo para la repoblación forestal, íntimamente ligado a los objetivos con que esta se lleva a cabo (figura 9.2).

De esta forma, la aptitud de un suelo para la repoblación forestal reside en la capacidad de este para sostener un determinado tipo de vegetación forestal y permitir un crecimiento y desarrollo acorde con el objetivo de la repoblación. Por este motivo, se utiliza el suelo, o mejor dicho, su caracterización, como base para la identificación de especies compatibles, como criterio último de discriminación en el proceso de elección de especies, del tratamiento de desbroce y del procedimiento de preparación del suelo.

Los defectos en las propiedades físicas y químicas se pueden intuir por el aspecto del perfil y por la litofacies que lo forma, pero siempre será necesaria una analítica edáfica completa (Tendilla, Guadalajara).

Pinus pinaster sobre perfil impermeable por exceso de arcillas mineralógicas en Torremocha del Pinar (Guadalajara). Escaso desarrollo y dificultad de colonización.

Rañas en Puebla de Valles (Guadalajara). Zona llana con pedregosidad muy abundante, escasa profundidad y reducida capacidad de retención de agua, donde sólo pueden vivir agrupaciones de herbáceas.

Figura 9.2. El suelo como condicionante al establecimiento de una cubierta vegetal (fotos: R Serrada).

Teniendo en cuenta las litofacies presentes, las características fisiográficas y la vegetación, se divide el monte en zonas en las que las condiciones edáficas no variarán intrínsecamente. Respecto de cada una se debe hacer una previsión sobre sus propiedades edáficas, estado evolutivo y posibles limitaciones. En principio, en cada una de ellas se procederá a una correcta toma de muestras mediante la apertura de calicatas. Se recomienda aplicar el procedimiento descrito en el anexo 4 del capítulo 4.

Realizada la analítica correspondiente, en cada perfil característico de una zona se procede a valorar las propiedades que influyen en las decisiones del proyecto de repoblación (tabla 9.4): profundidad; pedregosidad; permeabilidad; capacidad de retención de agua; fertilidad; posibles disfunciones por caliza activa, salinidad y pH. Además se realizará la identificación de horizontes, la clasificación del perfil en una escala genética y se valorará su grado de evolución.

La metodología para realizar la caracterización edáfica de un rodal o estación forestal ha quedado expuesta en el capítulo 4. A continuación se repasa, con carácter general, algunos de los aspectos a tener en cuenta de estas propiedades en las decisiones del proyecto:

- **Profundidad.** En especies de sistema radical profundo, como son las especies del género *Quercus,* hay que tener muy presente la funcionalidad de su sistema radical, que se muestra poco eficiente en suelos superficiales. Aunque los sistemas radicales pueden presentar una gran plasticidad según las condiciones de la estación donde se desarrollen (Canadell *et al.* 1999), el patrón general de algunas especies del género *Quercus* ha sido descrito como dual (Rambal 1984; Canadell *et al*. 1999; Joffre *et al*. 1999). Este sistema presenta una o varias raíces claramente ortogeotrópicas, lo que les permite alcanzar los horizontes más profundos del suelo (Joffre *et al*. 1999), y otras raíces plagiotrópicas o semiplagiotrópicas, entre los 20 y 60 cm de profundidad (Canadell *et al*. 1999). La eficiencia de este sistema en cuanto a la captación de agua ha sido descrita por Rambal (1984), al constatar que el sistema de raíces plagiotrópicas era el responsable de la captación de agua durante la primavera mientras que raíces ortogeotrópicas lo eran en la época estival. Esta característica del sistema radical aconsejaría el uso de las especies del género *Quercus* en suelos con cierta profundidad –igual o superior a 60 cm–, porque en suelos superficiales será claramente ineficiente. De las clasificaciones existentes de profundidad, desde el punto de vista de elección de especies, es muy interesante la propuesta por Mota y Carreras (1994), al relacionar clases de profundidad con tipos de vegetación (figura 9.3).

  La profundidad también condiciona los procedimientos de preparación del suelo. La ausencia de una caracterización adecuada del perfil del suelo ha llevado a realizar en el pasado algunas prácticas de resultado muy incierto, como el subsolado profundo en páramos calizos (Alegria *et al*. 1977) o en suelos superficiales sobre roca madre muy disgregable.
- **Pedregosidad.** La influencia de la pedregosidad superficial sobre el desarrollo de la vegetación y sobre ciertas características del suelo, como el contenido en agua, la temperatura del suelo o los procesos de erosión, han sido ampliamente estudiados (Poesen y Lavee 1994) y han sido ya descritos en el capítulo 4. Esta propiedad tiene una clara influencia en la supervivencia de las especies, al

Tabla 9.4. Propiedades del suelo que influyen en las decisiones estratégicas del proyecto de repoblación.

Decisiones estratégicas	Propiedades	Objetivo
Elección de especie	Profundidad, permeabilidad, capacidad de retención de agua; fertilidad; caliza activa, salinidad y pH	Elegir la especie más idónea para la estación y que cumpla los objetivos de la repoblación
Elección del material de base del material forestal de reproducción	Tipo de suelo	Buscar la afinidad edáfica del material de base con la zona a repoblar
Tratamientos sobre la vegetación	Profundidad	Estimar las limitaciones que imponen a las diferentes técnicas
	Pedregosidad	
	pH	
Procedimiento de preparación del suelo	Profundidad	
	Pedregosidad	
	Permeabilidad	
	Capacidad de retención de agua	Estimar la necesidad de mejora de la misma aumentando la profundidad y/o porosidad
	Grado de evolución	Evitar procedimientos que contribuyan al rejuvenecimiento del perfil del suelo
Cuidados culturales (fertilización)	Fertilidad del suelo	Estimar su necesidad en función de los requerimientos de las especies a introducir
Cuidados culturales (aporte de hidrogeles)	Capacidad de retención de agua	Estimar la necesidad de aportar un hidrogel para aumentar la capacidad de retención

La escasa profundidad del perfil por pedregosidad limita el enraizamiento del abeto (*Abies alba*) (Benasque, Huesca).

Suelo inexistente por afloramientos rocosos, que excluye el desarrollo de una cubierta arbórea (Puerto del Connio, Asturias).

Figura 9.3. La profundidad del perfil condiciona el uso de ciertas especies en una repoblación (fotos: R Serrada).

condicionar el contenido de agua en el suelo (Harden 1988; Ceacero 2010) y el desarrollo radical de las plantas. También puede influir en los tratamientos sobre la vegetación y en los procedimientos de preparación del suelo (figura 9.4).

La pedregosidad de gran tamaño puede aconsejar usar un solo rejón por pasada para evitar que la labor haga aflorar grandes piedras (Hinojosa, Guadalajara) (foto: R Serrada).

Preparación del suelo en una repoblación en Puigcerdà (Girona) que ha dejado expuestas grandes piedras (foto: J Pemán).

Figura 9.4. La pedregosidad debe tenerse en cuenta, entre otras decisiones, en la elección del procedimiento de preparación del suelo.

- **Textura.** Su influencia sobre la vegetación es indirecta y se manifiesta a través de la permeabilidad, la capacidad de retención de agua en el suelo o en la capacidad de intercambio catiónico, lo que ocasiona que algunas especies forestales crezcan en un amplio rango de texturas, pero otras son más exigentes y no prosperan en suelos demasiado arenosos o limosos (Gandullo *et al*. 1994, 2004, 2007; Osman 2013) (figura 9.5). La textura también puede influir en las técnicas a utilizar para la preparación del suelo. Los suelos arenosos o la presencia de horizontes argílicos (Bt), a mayor o menor profundidad, condiciona los procedimientos de preparación del mismo (Gandullo y Serrada 1993).
- **Permeabilidad.** La caracterización de esta propiedad edáfica es de gran interés para la elección correcta del procedimiento de preparación del suelo. Aunque con carácter general todos los procedimientos mejoran la permeabilidad del mismo, en ocasiones puede no serlo si el perfil presenta unas texturas desequilibradas finas. Este el caso de los ahoyados con barrena helicoidal, que con estas texturas favorecen la compactación de las paredes del hoyo.

  La permeabilidad del perfil del suelo puede verse reducida por la acción del hombre como consecuencia de la compactación. La compactación es una alteración mecánica que puede sufrir el suelo como consecuencia de la acción antrópica (suela de labor en suelos agrícolas, aprovechamientos forestales con maquinaría en condiciones desfavorables, etc.) o por procesos edafogenéticos (Agherkakli *et al.* 2010; Soltanpour y Jourgholami 2013; Cambi *et al*. 2014). Centrándonos en la que tiene un componente antrópico, es una alteración de carácter superficial o subsuperficial que tiene como consecuencia la disminución de los macroporos del suelo, lo que suele conllevar una disminución de la

Suelo de textura arenosa en el Burgo de Osma (Soria) que excluye la posibilidad de elección de algunas preparaciones del suelo.

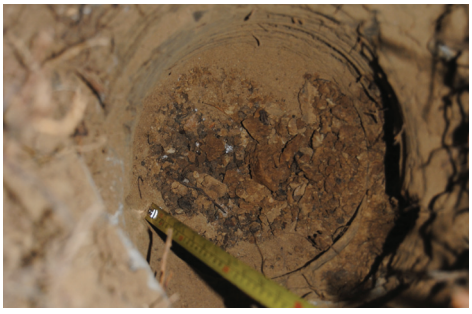
Suelos de textura arcillo-limosa repoblados con *Tamarix canariensis* en Ejea de los Caballeros (Zaragoza).

Figura 9.5. Influencia de la textura en los trabajos de repoblación forestal (fotos: J Pemán).

permeabilidad, disfunciones en el desarrollo del sistema radical de la planta o una disminución en la tasa de germinación (Zisa *et al*. 1980; Stransky 1981; Gaitán y Penón 2003; Siegel-Issem *et al.* 2005). La existencia de esta alteración en el perfil del suelo, obviamente, condiciona la elección del procedimiento de preparación del mismo (figura 9.6).

- **Capacidad de retención de agua.** Influye principalmente en la identificación de especies compatibles, la preparación del suelo y en la realización de determinados cuidados culturales. La influencia en la primera de las cuestiones es evidente al influir en el balance hídrico de la estación y, por tanto, en el grado de disponibilidad hídrica de la planta. Asimismo, influye en el procedimiento de preparación del suelo, que en los ambientes mediterráneos semiáridos tiene como objetivo principal su aumento, al mejorar la porosidad y profundidad del perfil. Pero la capacidad de retención de agua del suelo también tiene su influencia en

Roderas de gran tamaño como consecuencia de la corta y desembosque en una plantación de *Populus ×euramericana* en Alcolea de Cinca (Huesca).



Hoyo realizado con motoahoyadora en un suelo de textura arcillosa-limosa donde se observa la compactación producida en las paredes del mismo en Jaca (Huesca).

Figura 9.6. La compactación del suelo es un gran limitante para el establecimiento de la vegetación, por lo que debe evitarse o corregirse antes de la repoblación (fotos: J Pemán).

la realización de determinados cuidados culturales, como la necesidad o no de aportar ciertos mejoradores al suelo, los hidrogeles, o para determinar las dosis de riego en las plantaciones que las precisen (ver capítulo 19) (figura 9.7).

- **Fertilidad.** Influye en la necesidad o no de realizar un abonado, sobre todo en el caso de repoblaciones con un objetivo preferente productor (*Eucalyptus* spp., *Pinus radiata*, *Pseudotsuga menziesii*, *Pinus pinaster* subsp. *atlantica, Juglans* spp. y *Populus ×euramericana*).
- **Contenido en caliza activa.** Es una propiedad que influye en la identificación de especies compatibles y en el procedimiento de preparación del suelo. En el ámbito de la ecología ha sido muy frecuente el uso de los términos calcícola (denominación más apropiada es no calcífuga) o calcífuga para hacer referencia al comportamiento de las especies en relación con la caliza activa en el suelo. Los estudios de autoecología paramétrica han permitido estimar este comportamiento (Gandullo y Sánchez Palomares 1994, Gandullo *et al*. 2004, Sánchez Palomares *et al*. 2007) e indican como las especies *Castanea sativa, Pinus canariensis, P. pinaster* subsp. *atlantica* o *Quercus suber* no son tolerantes a la presencia de caliza, por lo que tradicionalmente se les denomina silicícolas (mejor calcífuga) y especies como *Pinus halepensis, P. nigra, Quercus ilex y Q. faginea* son capaces de asimilar K y otros nutrientes aunque exista alto contenido de Ca, por lo que también pueden vegetar en suelos bastantes descarbonatados.

  La aparición de un horizonte con acumulación de carbonato cálcico (Bk) condiciona los procedimientos de preparación del suelo, evitando aquellos que produzcan la inversión de los mismos o eliminen los horizontes más superficiales. En el caso extremo, la presencia de un horizonte petrocálcico (Bkm) exige la realización de un subsolado o ahoyado mecanizado profundo para romper dicho horizonte (figura 9.8).
- **Salinidad.** El grado de salinidad condiciona el establecimiento de la vegetación, debiéndose recurrir al empleo de plantas halófitas para valores moderados de la misma (figura 9.9). En las zonas del litoral y en el centro peninsular, las especies más resistentes a la salinidad con substratos húmedos son: *Arthrocnemum macrostachyum, Halimione portulacoides* (zonas del litoral), *Sarcocornia* spp. (zonas del litoral). En ambientes menos salinos y más o menos húmedos: *Atriplex halimus, Suaeda vera*. En ambientes menos salinos y secos *Ephedra fragilis* y más o menos nitrificados *Salsola vermiculata, Bassia prostrata*. En ambientes salinos, secos y más o menos nitrificados: *Salsola genistoides, Salsola webbii, Salsola vermiculata, Salsola oppositifolia, Salsola papillosa*.

  Las únicas formaciones arbustivas que podrían desarrollarse en estas condiciones son las de tarays. Entre las distintas comunidades de *Tamarix,* se puede hacer una graduación de estos en función de su halofilia. Así, de menor a mayor de este carácter cabe citar: las comunidades de *Tamarix gallica* de carácter riparia y subhalófila, las comunidades de *Tamarix canariensis*, mesohalófilas o hiperhálofila en ocasiones y las comunidades de *Tamarix boveana* de carácter hiperhalófilo (Pedrol 2011; Osman 2013).

  Los terrenos salinos con una capa freática oscilante condicionan las técnicas de preparación del suelo, ya que estas deben perseguir evitar que la capa freática

Plantación de *Populus ×euramericana* regada por inundación en Alcolea de Cinca (Huesca) (izquierda) (foto: A Aunós).

Adición de hidrogel en una plantación de *Pinus halepensis* en la Granja de Escarp (Lleida) (foto: J Pemán).

Figura 9.7. El riego o la adición de mejoradores del suelo tienen como finalidad aumentar la disponibilidad de agua en el perfil.

Figura 9.8. Perfil sobre calizas, profundo, pero con horizonte petrocálcico con presencia de caliza activa en Zaorejas (Guadalajara) (foto: R Serrada).

provoque la acumulación de sal en superficie y conseguir que el movimiento de agua sea en profundidad para evitar también la acumulación de sales en la superficie (FAO 1989). Conseguir estos objetivos aconsejarían la realización de subsolados en profundidad y acaballonados, con los cuales se mejora el drenaje del suelo. En estos casos es útil acompañar la plantación con un *mulch* de piedra o paja para disminuir la evaporación del suelo y por tanto la concentración de sales en la superficie del mismo.

- **Reacción del suelo (pH).** Esta propiedad tiene su influencia en la identificación de especies compatibles y en los tratamientos sobre la vegetación. En el ámbito de la ecología ha sido muy frecuente el uso de los términos basófila o acidófila para hacer referencia a las especies que habitan en suelos de reacción básica o ácida, respectivamente. Los estudios de autoecología paramétrica han permitido estimar estas circunstancias (Gandullo *et al*. 1994, 2004, 2007) e indican, por ejemplo, que *Pinus radiata* o *Pinus pinaster* subsp. *atlantica* son claramente acidófilas y *Pinus halepensis* o *Pinus nigra* son basófilas.

  En cuanto a las técnicas de desbroce y su influencia en el pH del suelo hay que tener muy presente que el uso de la quema prescrita suele elevar, temporalmente,

Suelo salino en Aranjuez (Madrid) donde puede observarse el fracaso de la repoblación con chopos (foto: F González Antoñanzas).

Repoblación con *Tamarix canariensis* sobre suelos con alto contenido en sales solubles en Ejea de los Caballeros (Zaragoza) (foto: J Pemán).

Figura 9.9. La salinidad es un importante condicionante para la elección de las especies.

el pH del suelo como consecuencia del aporte de cenizas y de la descomposición del carbonato cálcico, donde esté presente. En suelos ácidos la quema puede tener un efecto de enmienda inicial pero en suelos básicos puede producir una dificultad en la asimilación de algunos nutrientes.

Una vez realizados los estudios climático y edáfico de cada rodal es posible obtener los parámetros edafoclimáticos necesarios para abordar la homologación ecológica de las principales especies forestales, especialmente comparando el rodal con los estudios de autoecología paramétrica de dichas especies citados el capítulo 4.

7. Estudio de la vegetación

Describir y analizar este componente del sistema es necesario para dejar constancia de la cubierta vegetal sobre la que se pretende intervenir, pero especialmente porque condiciona una serie de análisis y decisiones técnicas del proyecto. Describir la cubierta vegetal es hacerlo de la vegetación y a veces también de la flora (ver capítulo 5).

Por su influencia en las diferentes decisiones del proyecto, de la cubierta vegetal que se desarrolla sobre la superficie del rodal a repoblar interesa conocer alguna de sus características, como su composición, vitalidad, talla y espesura. Esta última se debe expresar mediante la densidad cuando haga referencia a especies arbóreas o arbustivas y mediante el grado de recubrimiento cuando haga referencia a las agrupaciones de matorrales o herbáceas (tabla 9.5).

- **Elección de especie.** La composición de la agrupación vegetal presente aporta información sobre las diferentes especies que la conforman, de su singularidad, de su carácter indicador en cuanto a la dinámica vegetal y de las posibles relaciones alelopáticas. La vitalidad aporta información sobre el grado de vigor de las mismas en relación a la calidad de la estación y de los usos a la que está sometida (figura 9.10).
- **Tratamientos sobre la vegetación.** Sobre esta decisión, la vegetación presente en el rodal de repoblación tiene una influencia directa, siendo responsable de la

Tabla 9.5. Características de la vegetación que influyen en las decisiones estratégicas del proyecto de repoblación.

Decisiones estratégicas	Características de la vegetación	Objetivo
Elección de especie	Composición, vitalidad	Conocer posibles especies indicadoras que aporten información sobre las posibles agrupaciones vegetales que pueden desarrollarse según el objetivo de la repoblación. Conocer el vigor con el que se desarrollan las especies presentes.
Tratamientos sobre la vegetación	Composición	Conocer los taxones presentes y decidir sobre la necesidad de preservarlos, conocer su forma de regeneración y definir la técnica de desbroce más apropiada a la misma
	Vitalidad, talla y espesura	Estimar el grado de competencia que pueden ocasionar sobre las especies a introducir para decidir las características del tratamiento
Procedimiento de preparación del suelo	Composición	Conocer los taxones presentes y decidir sobre la necesidad de preservarlos y, como consecuencia, la elección de un procedimiento de preparación que tenga un carácter selectivo
	Vitalidad, talla y espesura	Estimar las limitaciones de algunos procedimientos de preparación del suelo en el caso de que el desbroce sea simultáneo al mismo
Densidad	Composición y espesura (densidad)	Decidir la densidad del proyecto en función de las la densidad de las especies presentes que se van a conservar
Cuidados culturales (reducción de la competencia)	Composición, vitalidad, talla y espesura	Los mismos objetivos que en el caso de los tratamientos de desbroce previos a la repoblación

Los retamares (*Retama sphaerocarpa*) son buenos ejemplos de indicadores de la calidad de la estación y de la posibilidad de introducir especies como la encina.

La composición y vigor con el que se desarrollan las especies son una valiosa información para la elección de las especies.

Figura 9.10. Importancia de la caracterización de la vegetación presente en el rodal para la elección de especies (fotos: J Pemán).

necesidad o no de hacer este tratamiento y de las características del mismo. El estudio de la composición de la agrupación vegetal presente aporta información sobre los diferentes taxones que la conforman: de su singularidad, forma de regeneración y posibles relaciones alelopáticas. La vitalidad, talla y grado de cobertura orientarán sobre las características del tratamiento. Los matorrales, a medida que tienen una talla de coronación más alta y una mayor espesura del estrato superior, tienden a ejercer más competencia. Otros aspectos que pueden contribuir a matizar la competencia es la fisionomía aérea de las especies dominantes y la cercanía a la condiciones de marginalidad ecológica de la especie a instalar. Respecto de la fisionomía, a medida que la vegetación aumenta en densidad, por lo general aumenta la competencia. Todos estos factores pueden ejercer un efecto de competencia algo mayor si las especies que se va a instalar no tienen un elevado grado de confort de acuerdo con las condiciones del medio físico de la estación. Si las agrupaciones son de herbáceas, especialmente si forman céspedes más o menos espesos, con sistemas radicales y estolones que forman entramados muy densos, pueden ejercer una competencia muy fuerte, que comprometa el crecimiento de la nueva planta (figura 9.11).

- **Procedimientos de preparación del suelo.** Esta decisión, en relación a la vegetación, está condicionada por la composición de la misma en cuanto a si el procedimiento debe ser selectivo para preservar algún taxón y, por la espesura y talla, en cuanto a las limitaciones que algunos de los procedimientos tienen para la realización de un desbroce simultáneo, en el caso de que así se decidiese (figura 9.12).
- **Densidad.** La densidad de la repoblación, en el caso de repoblaciones protectoras, estará condiciona por la densidad de los pies presentes en el rodal. Este aspecto es de especial relevancia en las repoblaciones de enriquecimiento y densificación (figura 9.13). Hay que prestar atención a la presencia de matas de especies brotadoras cuyo desarrollo se asegura con el acotamiento al pastoreo tras la repoblación.
- **Tratamientos culturales.** El estudio de la vegetación será de especial interés para decidir el tratamiento de reducción de la competencia los años posteriores a la repoblación. El análisis de la vegetación para esta decisión es similar al que se debe realizar para la elección del tratamiento sobre la vegetación (figura 9.14).

8. Estudio de la fauna

La caracterización de los biotopos y de las comunidades faunísticas presentes en el monte objeto de la repoblación puede ser determinante en cuanto a la decisión de llevar a cabo la misma inicialmente pensada, por la afección que esta pueda causar a dichas comunidades o viceversa. La fauna presente en la estación a repoblar puede influir en la elección de las especies, los tratamientos de desbroce, el método de repoblación y los cuidados culturales en cuanto a la necesidad de proteger la repoblación.

Las repoblaciones forestales pueden tener un efecto beneficioso sobre la comunidad faunística, como así lo demuestran los estudios sobre repoblaciones de *Pinus sylvestris,* comparándolas con las comunidades de brezales, o el hecho constatado

Jaral de *Cistus ladanifer* con espesura completa y talla superior a 1,5 metros en Monfragüe (Cáceres).

Césped de altura en el Valle de Arán (Lleida) que conforma un entramado de raíces que realiza una enorme competencia por la captación de recursos con la nueva planta.

Figura 9.11. Ejemplos del efecto de la espesura de la vegetación sobre la posible competencia en la repoblación forestal (fotos: J Pemán).

Subsolado lineal en repoblación protectora en medio semiárido que respeta toda la orla arbustiva existente (Ejea de los Caballeros, Zaragoza).

Ahoyado con retroaraña en una repoblación de enriquecimiento en un regenerado posterior a un incendio en Sant Llorenç Savall (Barcelona).

Figura 9.12. Procedimientos de preparación del suelo adaptados a la conservación de la vegetación preexistente (fotos: J Pemán).

Figura 9.13. La densidad final de la repoblación está condicionada por la densidad de los pies que se respetan en el rodal (Llança, Girona) (foto: J Pemán).

Figura 9.14. Efecto de la competencia sobre el regenerado natural surgido tras el incendio de 2009 en Mombeltrán (Ávila). En la mitad inferior de la ladera se observa un regenerado abundante de *Pinus pinaster* liberado de la competencia de la escoba (*Cytisus multiflorus*) por una roza selectiva; en la parte superior de la ladera, un escobonal de talla entre 3 y 4 m y con fracciones de cabida cubierta del estrato superior entre el 80 y el 100 %, donde la regeneración de pinos (ver ejemplar señalado con flecha roja en la foto de la derecha) ha sucumbido por exceso de competencia (fotos: JI García Viñas).

de que los pinares de repoblación pueden acoger grandes poblaciones de ungulados. Sin embargo, hay que tener presente que la relación establecida entre diversidad florística y fisionómica del bosque y fauna vertebrada abundante y variada, pronostica comunidades pobres en la fase en que las repoblaciones son monoespecíficas, coetáneas y homogéneas (Purroy *et al*. 1990).

También, las repoblaciones pueden tener un efecto perjudicial (Iñigo *et al*. 2010), como es el caso de la avifauna esteparia, que es una comunidad muy sensible a la alteración de su hábitat, integrado por terrenos agrícolas o superficies de eriales o pastos (tabla 9.6, figura 9.15). En este mismo sentido, las comunidades de aves ligadas a formaciones de matorral pueden verse muy afectadas por las operaciones de desbroce previas a la siembra o plantación, al igual que las comunidades de aves rupícolas cuando se altera el hábitat de sus presas preferentes. Como norma general, para favorecer o mantener la diversidad faunística hay que procurar mantener un paisaje con mosaicos de vegetación evitando realizar actuaciones homogéneas en una gran extensión.

Figura 9.15. Albardinal (*Lygeum spartum*) que alberga comunidades de aves esteparias singulares incompatibles con la repoblación con especies arbóreas (Lleida) (foto: J Pemán).

Tabla 9.7. Medidas propuestas para la gestión de Zonas de Especial Protección para las Aves y de la Red Natura 2000 (Iñigo *et al.* 2010).

Especies	Medidas propuestas
Aves esteparias	Prohibición de la repoblación en zonas esteparias, particularmente en tierras agrícolas y eriales a pastos
Aves arbustivas	Evitar la forestación de zonas de matorral y garantizar la conservación de zonas arbustivas, restaurando estos hábitats cuando se encuentren degradados
Aves canarias	Repoblación y naturalización de los bosques de pinar canario, laurisilva y bosque termófilo, favoreciendo la creación de corredores entre masas forestales contiguas y prioritarias para la conservación de especies amenazadas
Aves forestales	Favorecer la conectividad de las masas forestales con arbolado autóctono Sustituir progresivamente las masas forestales de especies alóctonas (eucaliptales y pinares) por especies autóctonas Respetar la masa arbustiva de bosques en explotación para mantener la comunidad de aves de este medio en su totalidad Establecer cuarteles de conservación forestales, y en cualquier caso, mantener un número mínimo de 10 arboles autóctonos grandes y/o viejos de al menos 40 cm de diámetro por hectárea
Aves rupícolas	Limitar los trabajos forestales a los periodos fuera de la época de reproducción de las aves Prohibir cualquier actividad que suponga la alteración directa e indirecta del hábitat de nidificación y alimentación de estas especies (transformación agraria, cambios del uso del suelo, etc.)

- **Elección de especies.** En la elección de especies habrá que tener en cuenta los distintos grados de sensibilidad de las especies forestales y los tipos de daños que pueden causar las especies faunísticas a las mismas (tabla 9.7).
- **Método de repoblación.** Se ve influido en el caso de repoblaciones con especies del género *Quercus* en biotopos con altas poblaciones de jabalí (*Sus scofra*). En estos casos las siembras se ven sustituidas por las plantaciones donde los daños son más reducidos (figura 9.16) (ver capítulo 15). Se ha constado que el jabalí tiene un gran capacidad de predación sobre las bellotas, incluso en periodos de escasa disponibilidad de las mismas, gracias a su capacidad de localizar los depósitos de bellotas enterrados por otros herbívoros (Focardi *et al*. 2000). La búsqueda de estos depósitos enterrados de bellotas es particularmente intensa en los meses de marzo y abril, época crucial para las hembras al abarcar el periodo de parto y lactancia. Este hecho, obviamente, condicionaría también la época de repoblación, entrañando mayores riesgos la que se realiza al finalizar el invierno. El ratón de campo (*Apodemus* spp., *Mus spretus*) también es un buen predador de semillas, por lo que cuando sus poblaciones son muy elevadas se puede desaconsejar este método de repoblación.
- **Tratamientos culturales.** Las comunidades faunísticas presentes en la estación a repoblar, según cual sean las características de la repoblación, pueden comprometer el éxito de la misma (figura 9.17). Si se constata este riesgo habrá que extremar las precauciones para evitar los daños, recurriendo al diseño de protecciones colectivas, individuales o de control de la población (ver capítulo 17) (tabla 9.8).

Tabla 9.8. Sensibilidad de las especies forestales a los daños producidos por la fauna silvestre (Van Lerberghe y Balleux 1999).

Daños	Sensibilidad		
	Alta	Media	Nula o débil
Ramoneo	*Abies* spp. *Prunus avium* *Quercus rubra* *Fraxinus* spp.	*Pinus sylvestris* *Pinus nigra* *Pinus pinaster* *Fagus sylvatica* *Castanea sativa* *Juglans* spp.	*Betula* spp. *Alnus glutinosa* *Tilia* spp.
Escodado	*Abies* spp. *Prunus avium* *Quercus rubra* *Fraxinus* spp.	*Abies* spp.	*Fagus sylvatica* *Quercus robur* *Q. petraea*
Descortezado	*Fraxinus* spp. *Castanea sativa* *Acer* spp. *Sorbus* spp.	*Pseudostuga menziessi* *Pinus sylvestris* *Populus* spp. *Fagus sylvatica* *Tilia* spp.	*Abies* spp. *Quercus robur* *Quercus petraea* *Larix* spp. *Alnus glutinosa* *Tilia* spp.
Roído de corteza	*Fagus sylvatica* *Quercus robur* *Q. petraea*	*Prunus avium* *Fraxinus* spp. *Populus tremula* *Salix* spp. *Pseudostuga menziessi* *Pinus sylvestris* *Pinus nigra*	Otras coníferas

Tabla 9.9. Alternativas para la protección del repoblado (adaptado de Hodge y Pepper 1998).

Especie	Cerramiento perimetral metálico	Cerramiento perimetral eléctrico	Repelentes	Protectores individuales
Roedores (*Apodemus sylvaticus*, *Mus spretus*, etc.)	No viable	No viable	Opcional	Eficaz
Conejos y liebres (*Oryctolagus cuniculus*, *Lepus granatensis*)	Eficaz	No viable	Opcional	Eficaz
Corzos (*Capreolus capreolus*), ciervos (*Cervus elaphus*) y cabras (*Capra pyrenaica*, *C. hircus*)	Eficaz	Opcional	Opcional	Eficaz
Jabalí (*Sus scrofa*)	Eficaz	Eficaz	Opcional	No viable, a excepción de las jaulas metálicas
Ganado doméstico	Eficaz	Eficaz	No viable	Opcional

Daños por jabalí en una repoblación con encina (foto: D Oliach).

Plantación de encina hozada por jabalí sin producirle daños en una repoblación en Ejea de los Caballeros (Zaragoza) (foto: J Pemán).

Predación de bellotas de *Quercus faginea* por ratón de campo (*Apodemus* spp., *Mus spretus*) en una repoblación en Sos del Rey Católico (Zaragoza) (foto: J Pemán).

Figura 9.16. Ejemplos de daños por vertebrados en repoblaciones.

Jaula metálica en una repoblación de *Quercus ilex* subsp. *ballota* para la protección frente a los cérvidos en Monfragüe (Cáceres).

Vallado perimetral con malla cinegética anudada para defender una plantación trufera de encina en Puente de Montañana (Huesca).

Figura 9.17. Ejemplos de protección individual y areal en repoblaciones de encina para evitar el daño causado por los herbívoros (fotos: J Pemán).

9. Estudio del paisaje

El estudio y caracterización de este recurso natural en los proyectos de repoblación se realiza en escasísimas ocasiones, a pesar de ser uno de los varios objetivos de la mayoría de las repoblaciones protectoras o ser uno de los recursos más afectados en los proyectos de repoblación, según las técnicas elegidas. Aunque la forma de abordarlo es a una escala superior, probablemente a nivel de ecorregión o cuenca, es necesario proceder a su valoración a la escala del proyecto, es decir, a la escala del monte. La valoración del paisaje se puede realizar a través de la estimación de la calidad visual y la fragilidad (Aramburu *et al*. 2003). De los diferentes parámetros (fisiográficos, geológicos, fauna, antrópicos, etc.) que intervienen en estos índices, la vegetación es el más afectado, y a veces el único, en los proyectos de repoblación. La realización de preparaciones del suelo que impliquen alternancia transitoria entre bandas desbrozadas y sin desbrozar y conlleven la alteración de la geoforma de la ladera, la apertura de nuevos caminos forestales, la realización de cercados perimetrales, la instalación de tubos protectores, etc., son algunas de las otras posibles afecciones transitorias que un proyecto de repoblación puede provocar en el paisaje.

Teniendo en cuenta algunos de los criterios que se utilizan para el análisis de la vegetación en los estudios del paisaje (López-Leiva y Escribano 1999), la elección de especies y su distribución y combinación en el espacio son determinantes para valorar el impacto que estas decisiones tienen en el paisaje (ver capítulo 10).

Desde un enfoque de la ecología del paisaje, otro aspecto de enorme interés que hay que tener en cuenta en el momento de la planificación de las repoblaciones es el de la conectividad. En este sentido, entre las directrices de carácter ecológico sobre repoblaciones forestales de los Acuerdos Marco de Naciones Unidas para el Cambio Climático se hace referencia a que deben priorizarse los proyectos que contribuyan a mejorar la conectividad ecológica (MCPFE 2009). Este aspecto es especialmente de interés en el contexto de la forestación de tierras agrarias, donde el abandono de superficies agrícolas sigue un proceso irreversible, como lo demuestra la pérdida de 3 millones de hectáreas en los últimos 30 años. En esta línea, se han realizado análisis para determinar cuáles serían los terrenos agrícolas que habría que priorizar para forestar con el objetivo de mejorar la conectividad de las unidades de paisaje que muestren unos valores críticos (García-Feced *et al*. 2011) (figura 9.18).

10. Estudio de las infraestructuras del monte

En el momento de diseñar la repoblación debe analizarse el estado actual de los caminos forestales, tanto para afrontar las actuaciones de repoblación como para las labores posteriores de gestión de la masa forestal (incluida la prevención y extinción de incendios), ya que su ejecución en esta fase permitirá afrontar con posterioridad actuaciones necesarias de mantenimiento. Para ello debe analizarse la red de caminos existentes en el monte a repoblar para modificarla, complementarla o crearla de nuevo, si es que no existiese. Las modificaciones de la red de caminos irán dirigidas a modificar elementos estructurales de los mismos, como radios de curvatura, pendiente, anchura de los pasos de agua, etc. Estas modificaciones pretenden facilitar el paso de los vehículos que van a intervenir en la repoblación, fundamentalmente camiones góndolas para el transporte de la maquinaria pesada y camiones de transporte de plantas o materiales que se usen en la repoblación (figura 9.19).

Figura 9.18. Dispersión de superficies forestadas y terrenos forestales en un ámbito agrícola como son las riberas del río Duero, parte superior izquierda de la imagen a la altura de Almazán, y de las riberas del Jalón, parte central derecha de la imagen entre Arcos de Jalón y Ariza (fuente: Google Earth).

La planificación de la red de caminos forestales debe valorar no sólo el acceso a los diferentes rodales del monte a repoblar sino su intercomunicación con otras redes y elementos o infraestructuras forestales presentes en el territorio, como puedan ser, la red viaria, las casas forestales, los puntos de agua, los cortafuegos, los puestos de vigilancia, etc.

Fundamentalmente la planificación evaluará la necesidad de crear vías forestales principales y/o secundarias, pudiendo ser algunas de estas últimas sólo temporales para facilitar el acceso al rodal de repoblación de los medios necesarios para la ejecución de los diferentes trabajos. La densidad media de pistas que debe haber en un monte que debe ser repoblado se recomienda que sea en torno a 10 m ha^{-1} (Elorrieta 1995), aunque la estimación de la densidad media real debe realizarse mediante un análisis de costes que valore la reducción del tiempo de transporte.

Red de caminos forestales en una repoblación de *Eucalyptus globulus* en Asturias.

Acopio de plantas de *Pinus halepensis* a pie de pista.

Figura 9.19. Una adecuada infraestructura facilita los movimientos de personas, maquinaria y materiales, mejora los rendimientos y reduce los riesgos sobre la repoblación (fotos: J Pemán).

11. Estudio de las perturbaciones

El objetivo de persistencia de la masa forestal en el tiempo exige analizar las diferentes perturbaciones, bióticas y abióticas, que pueden comprometer el mismo. En el ámbito mediterráneo, las perturbaciones de carácter abiótico más frecuentes son los incendios forestales y la erosión hídrica aunque, dependiendo de la ubicación, son de valorar otras como los fuertes vientos, los aludes o la erosión eólica. El análisis del riesgo de estas perturbaciones es prioritario a la hora de elegir las diferentes alternativas técnicas del proyecto.

- **Incendios forestales.** En el momento del diseño de la repoblación debe estudiarse este riesgo con el fin de combinar distintas actuaciones de prevención. Este riesgo puede influir en las especies elegidas, los tratamientos de desbroce y el diseño de la repoblación.

  Cuando el riesgo de incendios es elevado es necesario crear sistemas que tengan una gran capacidad de respuesta a estas perturbaciones, sistemas resilientes, lo que plantea la necesidad de su adaptación a las mismas. Combinar especies con estrategias rebrotadoras y germinadoras posibilita que la regeneración después del incendio sea mayor que si sólo se emplean estas últimas (Serrada 2000) (figura 9.20). Alloza y Vallejo (2004) han diseñado un modelo dirigido a priorizar las actuaciones de restauración en áreas afectadas por incendios. En él, los autores definen conceptos como la capacidad potencial de regeneración de una agrupación vegetal a través del potencial de autosucesión y de la velocidad de regeneración. Estos términos, u otros similares, pueden ser de interés tenerlos presente a la hora de la elección de especies y de la composición de la masa. Sirva de ejemplo que, para estos autores, una alta velocidad de regeneración es previsible conseguirla con una presencia de especies rebrotadoras en el 40% de la superficie.

  En el diseño de la repoblación serían de enorme interés la identificación de los puntos estratégicos de gestión (Costa *et al.* 2011), habituales en la actualidad en los estudios de planificación preventiva, con el objetivo de que la actuación repobladora no interfiera en la función que los mismos deben desempeñar en cuanto a la modificación del comportamiento del incendio. El repoblador, por tanto, deberá no alterar la carga de combustible y su disposición en el espacio, con el objetivo de que el incendio en estos puntos estratégicos (barrancos, nudos de barranco, crestas, etc.) se mantenga dentro de la capacidad de extinción (figura 9.21). Además de estos aspectos, deberán valorarse la conveniencia o no de algunas recomendaciones que, de carácter general, se hacen en el ámbito de la selvicultura preventiva (Vélez 1990): i) Respetar y favorecer, en su caso, los elementos naturales presentes en el territorio que puedan servir de líneas de defensa, como es el caso de roquedos, canchales, cursos de agua, caminos, divisorias, etc., evitando la repoblación en sus inmediaciones y favoreciendo el acceso a las mismas; ii) Evitar la continuidad del combustible provocando discontinuidades en el mismo, bien por ausencia o por cambios en los modelos o en la inflamabilidad de las especies; iii) Mantener la vegetación natural a lo largo de los cursos de agua, ya que tendrá siempre un elevado contenido en humedad, iv) Eliminar, en la medida de lo posible, el matorral existente en las vaguadas, con la intención de frenar los efectos chimenea.

Rebrote de *Quercus ilex* subsp. *ballota* a los seis meses del incendio (foto: J Pemán).

Regenerado de *Pinus halepensis* un año después (foto: JA Miguel).

Figura 9.20. Regeneración natural después del incendio del año 2015 en Luna (Zaragoza).

Incendio de Cedrillas (Teruel) del año 2009.

Incendio de Zuera del año 2018 (Zaragoza).

Figura 9.21. En el diseño de la repoblación deben valorarse los puntos estratégicos de gestión (barrancos, nudos de barranco, crestas) para procurar que el fuego se mantenga dentro de los límites de la capacidad de extinción (fotos: MA Lázaro).

El estudio de esta perturbación en el proyecto de repoblación se realizará mediante la caracterización, al menos, de los siguientes aspectos:

- Análisis del régimen del fuego (Costa *et al*. 2011). Mediante la estimación de parámetros como la intensidad, severidad, extensión, frecuencia, recurrencia y estacionalidad en la unidad geográfica que incluye la estación a repoblar.
- Caracterización de los incendios tipo y su patrón de propagación (Castellnou *et al*. 2009). El conocimiento de los incendios tipo permitiría conocer el esquema de propagación del incendio y los aspectos del diseño de la repoblación que mejor podrían contribuir en mantener el incendio dentro de la capacidad de extinción.
- Análisis de las infraestructuras de prevención y detección. Deberán identificarse cada una de las infraestructuras y su validez para la defensa de la nueva masa forestal.
- Identificación de los puntos estratégicos de gestión. Conocidos los incendios tipo que pueden presentarse en la superficie objeto del proyecto, se podrán

identificar los puntos estratégicos de gestión, entiendo por tales los que tienen por objetivos (Costa *et al*. 2011): limitar el efecto multiplicador del fuego, evitar los fuegos de copa, reducir la continuidad del matorral para disminuir las longitudes de llama, facilitar el ataque de colas y flancos, garantizar el acceso, etc. (figura 9.21).

- **Erosión hídrica.** El objetivo de una gran mayoría de los proyectos de repoblación con un objetivo preferentemente protector es la conservación del suelo frente a los procesos de erosión hídrica. Este objetivo exige la necesidad de estimar las pérdidas de suelo que se producen en el monte a repoblar. Existen diferentes modelos para su estimación (López-Cadenas 2003), aunque uno de los más extendidos es el modelo RUSLE (Renard *et al*. 1997), que se basa en la ecuación universal de pérdidas de suelo, y que permite la caracterización de la erosión laminar y en regueros. El modelo RUSLE se ha aplicado a toda España en el Inventario Nacional de Erosión de Suelos y se ha completado con la estimación de la erosión en cárcavas y barrancos, en cauces, por movimientos en masa y por erosión eólica (Tragsatec 2006).

  La estimación de la erosión laminar y en regueros en la superficie a repoblar, además de ser un estimador del riesgo de erosión, permite al repoblador estimar el grado de vulnerabilidad o fragilidad de la superficie (figura 9.22), según la cubierta vegetal que se instaure o las técnicas de preparación del medio que se realicen, a partir de modelos como el de Alloza y Vallejo (2004). En este modelo los autores combinan el riesgo de erosión con la intensidad del periodo seco, calculada a través de la intensidad bioclimática seca de los diagramas bioclimáticos (Montero de Burgos y González-Rebollar 1974), para definir el riesgo de degradación de la superficie.
- **Plagas y enfermedades.** Entre las perturbaciones de carácter biótico se deben reseñar las plagas y enfermedades. Los riesgos bióticos que puede tener la masa a establecer en una determinada estación se pueden valorar, inicialmente, a partir de la información aportada por las Redes de Daños en los Bosques (MAGRAMA 2015) o por estudios específicos que se hayan realizado en la zona. Dependiendo de las posibles especies a emplear y las características de la estación se pueden realizar algunas consideraciones sobre algunas enfermedades o plagas (tabla 9.10).

Intenso proceso de erosión laminar en la ladera de un monte tres meses después de sufrir un incendio.

Proceso de sedimentación de los elementos removidos al pie de la misma.

Figura 9. 22. Procesos de erosión posterior al incendio de 2019 en La Torre l'Espanyol (Tarragona) (foto: J Pemán).

Tabla 9.10. Ejemplos de recomendaciones previas a la repoblación según la especie a emplear y el riesgo fitosanitario.

Especie	Agente	Recomendaciones
Enfermedades		
Castanea sativa	*Phytophthora* spp. (tinta del castaño)	Su empleo en ambientes húmedos de la comunidad gallega está restringido para altitudes inferiores a 600 m. Por debajo de esta cota, en estas estaciones de gran vulnerabilidad, debería emplearse los híbridos resistentes a la tinta (*Castanea crenata* × *C. sativa* y *C. crenata* × *C. sativa* × *C. mollisima*)
	Cryphonectria parasitica (chancro)	Medidas profilácticas en la realización de los tratamientos selvícolas.
Ulmus minor	*Ophiostoma novo-ulmi* (grafiosis)	Empleo de genotipos resistentes
Sorbus aria, *Crataegus monogyna*	*Erwinia amylovora* (fuego bacteriano)	Evitar el uso de estas especies en zonas donde se haya declarado esta enfermedad
Plagas		
Pinus nigra (principalmente)	*Thaumetopea pytiocampa*	Para su empleo en altitud debe tenerse en cuenta los umbrales térmicos según Demolin (1969). Especialmente sensible el intervalo altitudinal entre 700 y 1000 m. Deben evitarse las masas monoespecíficas con esta especie
Pinus spp., *Abies* spp.	*Hylobius abietis* (gorgojo del pino) y otros perforadores	Eliminaciones de plantas muertas y restos de podas y cortas. Preparaciones de escarificado intenso en los rodales sometidos a cortas finales antes de la plantación (Örlander y Nilsson 1999). En *Pinus radiata* deben evitarse las prácticas de fertilización en estaciones de elevado riesgo (Zas *et al.* 2008)
Fanerógamas parásitas		
Salix, Populus, Tilia, Crataegus, Quercus, Corylus, Castanea, Abies y *Pinus* (a excepción de *P. pinea*)	*Viscum* spp. (muérdago)	Diseño de masas mixtas con árboles cebo aislados y próximos a puntos de agua para la avifauna

12. Estudio de los condicionantes socioeconómicos

El estudio del medio natural de la zona objeto de repoblación permite recoger la información ecológica necesaria para la identificación de las especies compatibles para la repoblación, elección de los métodos de repoblación, de los procedimientos de preparación del terreno, etc. Esta información debe ser completada con la adecuación económica de estas decisiones. El objetivo de esta valoración está relacionado directamente con la viabilidad económica de las elecciones tomadas. Los factores económicos que deben tenerse en cuenta son (García Salmerón 1991):

- **Factores económicos directos.** Son aquellos que se deben considerar en la elaboración del documento del proyecto de repoblación, y que influyen, por tanto, en el presupuesto final de ejecución de obra. Estos costes son:
  - materiales: planta, cerramientos, tubos, acolchados (*mulch*), mejoradores.
  - unidades de ejecución: tratamiento previo de la vegetación, preparación del terreno, plantación, cuidados culturales.
  - obras complementarias: infraestructura vial, infraestructuras de apoyo.
- **Factores económicos indirectos.** Son aquellos que, sin estar incluidos explícitamente en el proyecto de repoblación, pueden condicionar la viabilidad económica de los trabajos. Ejemplos de estos costes son:
  - disponibilidad de mano de obra y maquinaria.
  - condiciones climáticas adversas no previsibles.
- **Factores tecnológicos.** En el caso de repoblaciones productoras deben considerarse los aspectos tecnológicos del producto que se pretende obtener y la posibilidad de promover cierta diversidad de modo simultáneo. Para un mismo objetivo productor puede ocurrir que existan dos o más especies susceptibles de ser utilizadas. En otras ocasiones el producto buscado ya condiciona definitivamente la especie (por ejemplo, el alcornoque). Estos factores pueden simplificar o dificultar la elección final, pero hay que tratarlos cuidadosamente por el largo período de producción de muchos productos forestales.

El proyecto debe describir los usos y aprovechamientos actuales de la superficie a repoblar con la estimación económica de los ingresos que se obtienen.

El interés que grandes sectores de la sociedad actual tienen por el medio natural obliga a que los proyectos de repoblación, sobre todo los que afectan a grandes superficies o se desarrollan sobre superficies de titularidad pública, analicen la repercusión social de los mismos. Hay que tener en cuenta que el éxito de estos proyectos puede estar condicionado a la actitud que adopten estos sectores sociales (Lamb 2009; Llovet *et al*. 2012). El interés social que hoy se tiene por los diferentes proyectos que afectan al medio natural exige articular procesos de participación pública que posibiliten el intercambio de opiniones de la administración con los afectados por el proyecto, para lo cual se requiere: i) de una información precisa que explique las consecuencias del proyecto, tanto desde un punto de vista ecológico como económico, ii) las alternativas de actuación, incluida la no actuación, iii) el papel a desarrollar por los propietarios y la sociedad en su conjunto en las tareas de restauración, iv) el papel a desarrollar por la administración pública.

Independientemente del proceso de participación pública que se siga con el proyecto, en el análisis de los aspectos sociales se debería recoger:

- identificación de los actores locales asociados con el proyecto: propietarios, entidades locales, asociaciones de vecinos, grupos ecologistas, industrias, etc.
- posibilidad de constituir una asociación de propietarios
- valoración de las alternativas técnicas de actuación por parte de estos actores
- implicación de estos actores en la fase de ejecución y mantenimiento del proyecto

BIBLIOGRAFÍA

Agherkakli B, Najafi A, Sadeghi SH (2010) Ground based operation effects on soil disturbance by steel tracked skidder in a steep slope of forest. J For Sci 56:278–284

Alegria A, Gámez J, Muñoz J, Nicolás JM (1977) Fajas subsoladas en páramo calizo. In: Navarro-Garnica M (ed) Técnicas Forestación. ICONA, Madrid, pp 15–21

Alloza JA, Vallejo R (2004) Integración de la restauración forestal de zonas quemadas en la planificación forestal: un ejemplo de I+D en restauración forestal. Cuad Soc Esp Cien For 17:13–22

Almeida R. (1997) El coeficiente de insolación según el método Gandullo (1974): aplicación al archipiélago canario. Utilidad práctica del coeficiente para una clasificación de la vegetación. Eria 43:227–237

Aramburu MP, Escribano R, Rubio R (2003) Cálculo de índice de calidad visual del paisaje de la Comunidad de Madrid. IV Congr. Cienc. del Paisaje

Baldwin M, Kellogg C.E, Thorp J (1938) Soil classification. En: Allin B.W., et al., editores, Soils and men: Yearbook of agriculture 1938. USDA. U.S. Gov. Print. Office, Washington DC. p. 979–1001

Benito M, Sánchez de Dios R, Sainz Ollero H (2008) Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. Appl Veg Sci 11:169–178

Cambi M, Certini G, Fabiano F, et al. (2014) Impact of wheeled and tracked tractors on soil physical properties in a mixed conifer stand. iForest 9:89–94

Canadell J, Djema A, López B, et al. (1999) Structure and dynamics of the root systems. In: Rodá F, Retana J, Gracia C, Bellot J (eds) Ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forest. pp 47–59

Castellnou M, Pagés J, Miralles M, Piqué M (2009) Tipificación de los incendios forestales en Cataluña. Elaboración del mapa de incendios de diseño como herramienta para la gestión forestal. En: SECF (ed.), 5 Congreso Forestal Español, Ávila

Ceacero C (2010) Influencia del contenido de gravas y las técnicas de conservación del suelo sobre la respuesta y ecofisiología de brinzales de encina en forestación de tierras agrarias. Tesis doctoral. Universidad de Córdoba

Clewell A, Rieger J, Munro J (2005) Guidelines for Developing and Managing Ecological Restoration Projects. Guidel Dev Manag Ecol Restor Proj 1:1–16

Costa P, Castellnou M, Larrañaga A, et al. (2011) La prevención de los grandes incendios forestales adaptada al incendio tipo. Unitat Tècnica del GRAF, Barcelona

Delgado G, Sánchez-Marañón M, Delgado R (1987) Metodología para la evaluación de la aptitud de los suelos del sector noroccidental de Sierra Nevada (Granada) para usos agronómicos (agrícolas, forestales y ganaderos). Ecología 1: 5-25

Demolin G (1969) Bioecología de la procesionaria del pino. Incidencia de los factores climáticos. Bol Serv Plagas For 23:9–22

Dokuchaev V.V (1900) Classification of Soils of Professor V.V. Dokuchaev (Northern Hemisphere). Pochvovedeniye 2, Appendix

Elorrieta J (1995) Vías de saca: construcción de caminos forestales. Fundación Conde Valle de Salazar, Madrid

FAO (1989) Arid zone forestry. A guide for technicians. FAO, Roma

Felicísimo ÁM (coord.) (2011) Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 1. Flora y vegetación. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid

Focardi S, Capizzi D, Monetti D (2000) Competition for acorns among wild boar (Sus scrofa) and small mammals in a Mediterranean woodland. J Zool 250:329–334

Gaitán JJ, Penón EA (2003) Efecto de la resistencia mecánica del suelo sobre la densidad de raíces finas de Eucalyptus globulus. Investig Agrar Sist y Recur For 12:125–130

Gandullo JM (1974) Ensayo de evaluación cuantitativa de la insolación en función de la orientación y de la pendiente del terreno. An INIA Ser Recur Nat 1:95–107

Gandullo JM, Sánchez-Palomares O (1994) Estaciones Ecológicas de los Pinares Españoles. ICONA, Madrid

Gandullo JM, Serrada R (1993) Problemática de los suelos agrícolas de cara a su forestación. Técnicas de preparación del suelo. Montes 33:122–127

Gandullo JM, Blanco A, Sánchez-Palomares O, Rubio A, Elena R, Gómez V (2004). Las estaciones ecológicas de los castañares españoles. Monografías INIA. Serie Forestal nº7, Madrid

García-Feced C, Saura S, Elena-Rosselló R (2011) Improving landscape connectivity in forest districts: A two-stage process for prioritizing agricultural patches for reforestation. For Ecol Manage 261:154–161

García López J, Allué Camacho C (2010) Effects of climate change on the distribution of Pinus sylvestris L . stands in Spain . A phytoclimatic approach to defining management alternatives. For Syst 19:329–339

García Salmerón J (1991) Manual de repoblaciones forestales I. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid

Harden J (1988) Measurements of water penetration and volume percentage water-holding capacity for undisturbed, coarse-textured soils in southwestern California. Soil Sci 146:374–383

Hodge S, Pepper H (1998) The prevention of mammal damage to trees in woodland. Forestry Commission, Edinburgh

Iñigo A, Infante O, López V, et al. (2010) Directrices para la redacción de planes de gestión de la Red Natura 2000 y medidas especiales a llevar a cabo en las ZEPA. SEO, Madrid

Joffre R, Rambal S, Damesin C (1999) Functional atributes in Mediterranean-types ecosystems. In: Puignaire F., Valladares F (eds) Handb. Funct. plant Ecol. Marcel Dekker, New York, pp 347–380

Lamb D (2009) Economic, social and cultural factors affecting landscape restoration. En: Bautista S, Aronson J, Vallejo R (eds) Land restauration to combat desertification. CEAM, Valencia, pp 35–46

Llovet J, Alloza JA, Bautista S, et al. (2012) Proyecto PRACTICE. Evaluación de alternativas de gestión frente a la desertificación incorporando la participación y experiencias locales. Flamma 4:51–60

López-Cadenas F (2003) La ingeniería en los procesos de desertificación. Mundi-Prensa y Grupo TRAGSA, Madrid

López-Leiva C, Escribano R (1999) Criterios para el análisis de la vegetación en los estudios de paisaje. Montes 55:44–51

MAGRAMA (2015) La Red Europea de Daños en los Bosques, Nivel I

Martínez-Montes G, Ordoñez J (2006) Los estudios previos: viabilidad del proyecto. En: Martínez-Montes G, Pellicer E (eds) Organización y gestión de proyectos y obras. Madrid, pp 187–206

MCPFE (2009) Pan-European guidelines for afforestation and reforestation with a special focus of the provisions of the UNFCC

Mola I, de Torre R, Álvarez D, et al. (2018) Guía práctica de restauración ecológica. Fundación Biodiversidad, Madrid

Montero de Burgos JL, González-Rebollar JL (1974) Diagramas bioclimáticos. ICONA, Madrid

Mota JF, Carreras C (1994) Fichas técnicas para el empleo de especies contempladas en el Decreto 73/93. Junta de Andalucía, Sevilla

Örlander G, Nilsson U (1999) Effect of reforestation methods on Pine Weevil (Hylobius abietis) damage and seedling survival. Scand J For Res 14:341–354

Osman K (2013) Forest soils. Properties and management. Springer Verlag, London

Pedrol J (2011) Tolerancia al contenido en sales solubles de la vegetación peninsular. Comun. Pers.

Pemán J, Ribelles MT, Navarro-Cerrillo R (2000) Repoblaciones forestales: Análisis del marco legal. Universitat de Lleida, Lleida

Poesen J, Lavee H (1994) Rock fragments in top soils: significance and processes. Catena 23:1–28

Pritchett W (1986) Suelos forestales. LIMUSA, Ciudad de México

Purroy F, Álvarez A, Clevenger A (1990) Bosque y fauna de vertebrados terrestres en España. Ecología Fuera de S:349–364

Rambal S (1984) Water balance and pattern of root water uptake by a Quercus coccifera L. evergreen shurb. Oecologia 62:18–25

Renard KG, Foster GR, Weesies GA, et al. (1997) Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). Washington, DC

Sánchez-Palomares O, Jovellar LC, Sarmiento LA, Rubio A, Gandullo JM (2007) Las estaciones ecológicas de los alcornocales españoles. Monografías INIA: Serie Forestal, 14. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid

Serrada R (2000) Apuntes de Selvicultura. FUCOVASA. Madrid

Serrada R, Aroca M, Roig S, et al. (2011) Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en el sector forestal. Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino, Madrid

Siegel-Issem CM, Burger J, Powers R, et al. (2005) Seedling root growth as a function of soil density and water content. Soil Sci Soc Am J 69:215–226

Soltanpour S, Jourgholami M (2013) Soil Bulk Density and Porosity Changes due to Ground-based Timber Extraction in the Hyrcanian Forest. Not Sci Bioloicae 5:263–269

Stransky JJ (1981) Site preparation effects on soil bulk density and pine seedling growth. South Jour Appl For 5:176–180

Tragsatec (2006) Inventario nacional erosión suelos 2002-2012. Dirección General para la Biodiversidad, MMA, Madrid

Vélez R (1990) Algunas observaciones para una selvicultura preventiva de incendios forestales. Ecología Fuera de Serie:561–571

Van Lerberghe P, Balleux P (2001) Reforestación de tierras agrícolas. Institut pour le Développement Forestier, Paris

VVAA (2005) Diccionario Forestal. Mundi-Presa y Sociedad Española de Ciencias Forestales

WRB, (2014) IUSS Working Group. Base de referencia mundial del recurso suelo. Informe sobre recursos mundiales de suelos 106. FAO. Roma

Zas R, Sampedro L, Moreira X, Martíns P (2008) Effect of fertilization and genetic variation on susceptibility of Pinus radiata seedlings to Hylobius abietis damage. Can J For Res 38:63–72

Zisa RP, Halverson HG, Stout BB (1980) Establishment and early growth of conifers on compact soils in urban areas. Forest Service Research USDA, Broomall

Capítulo 10
Diseño y métodos de la repoblación

Rafael Mª NAVARRO CERRILLO

1. Introducción

1.1. Concepto de rodal de repoblación

En un terreno objeto de repoblación, las áreas forestales presentan una gran diversidad en cuanto a sus características fisiográficas, ecológicas y selvícolas (ver capítulo 4). Por tal motivo, y para tener un mayor control y organización del diseño y la ejecución de los trabajos de repoblación, el área se divide en rodales de repoblación. Sin embargo, previo al concepto de rodal, se define la estación forestal como "la unidad de terreno con una combinación de factores edáficos, microclimáticos, topográficos y de cobertura vegetal, significativamente diferente de áreas adyacentes, y que le confiere una potencialidad determinada para la actividad forestal".

La estación forestal es considerada como la unidad ecológica básica para el diseño y la ejecución de los trabajos de repoblación forestal. En ambientes poco perturbados, las estaciones se pueden identificar evaluando y describiendo las comunidades vegetales que existen. En el caso de terrenos que han sufrido una alteración muy fuerte, ésta ha podido conducir a una situación que no es comparable con las características originales, mostrando una apariencia de homogeneidad que no se corresponde con la realidad ecológica. Así, un terreno que ha sufrido una degradación avanzada debe ser considerado y estudiado en su estado actual, independientemente de su origen y de su situación inicial, en particular cuando se pretende su restauración.

A partir del concepto de estación forestal, se va a definir el rodal de repoblación, entendido como una "unidad de terreno con potencialidades y riesgos homogéneos desde el punto de vista de la ejecución de la repoblación" y, por tanto, implica un mismo tratamiento en término de especie/es, método/s de repoblación, procedimiento/s de preparación del terreno y plantación (ver capítulo 9). La estación forestal es una unidad de carácter

ecológico y el rodal de repoblación es una unidad de obra que agrupa, en general, varias estaciones diferentes. El apeo de rodales requiere, en este caso, de una metodología que permita integrar información de diferentes características (climática, fisiográfica, ecológicas, económica, etc.) y que la interprete en términos de la repoblación forestal. Con la definición de rodales, por tanto, se busca establecer divisiones de menor variación que asemejen unidades de ejecución de la repoblación, para simplificar su diseño y su puesta en obra; este proceso es conocido como "rodalización o zonificación de la repoblación".

1.2. Métodos utilizados para el apeo de rodales en una repoblación

Los métodos utilizados tradicionalmente para delimitar los rodales de repoblación suelen basarse en trabajo de campo, la experiencia personal, la interpretación de cartografía o fotografías aéreas como medio para el reconocimiento de patrones (Pemán y Navarro Cerrillo 1998). Por tanto, dependen mucho de la habilidad del técnico para interpretar la información y para definir los límites de rodales y subrodales, así como para elaborar un mapa base de rodales. Aunque eficaces, estos métodos tienen una serie de limitaciones que disminuyen su capacidad de aplicación: exigen un trabajo de campo muy intenso, es difícil integrar las diferentes fuentes de información (sobre todo cuando se trabaja a diferentes escalas) y están sujetos, en ocasiones, a una gran subjetividad. Esto supone que la calidad de la rodalización esté supeditada a las habilidades del técnico en términos de experiencia o criterio y tenga un alto grado de discrecionalidad, dado que una misma área puede ser rodalizada con distintos resultados por diferentes técnicos o, incluso, por el mismo técnico si repitiera el proceso.

Sin embargo, durante las últimas décadas, se han hecho grandes avances en los métodos y técnicas de rodalización mediante el uso de la fotointerpretación, para clasificar y evaluar grandes áreas utilizando rasgos fisiográficos fácilmente reconocibles desde el aire o mediante el uso de sensores remotos (Barnes *et al.* 1982; Holmgren y Thuresson 1998; Navarro Cerrillo y Senra 1999). Las cartografías que se obtienen a partir de estas metodologías se han integrado en sistemas de información geográfica (SIG) para facilitar el uso de la información, lo cual resulta fundamental para conocer los patrones espaciales y ambientales de los rodales, su capacidad de regeneración, las especies que mejor se adaptan a cada uno de ellos o las técnicas de establecimiento. Con la continua mejora tecnológica, la teledetección (TD) y los SIG constituyen unas herramientas esenciales para la observación de las condiciones de estación y su evaluación para el proceso de rodalización (Mollot y Bilby 2008). Además, permiten sistematizar la información para su integración y análisis, facilitando la comprensión de los procesos biofísicos y antrópicos dentro de las áreas objetivo de restauración, así como la degradación de los ecosistemas forestales.

En España, la primera metodología que integró el uso de los SIG para el manejo de la información ecológica con el objetivo de realizar una clasificación ambiental fue la clasificación de eco-regiones-CLATERES (Elena Rosselló 1993). Se trata de una clasificación multifactorial en la que el territorio se zonifica según la variación de un número de variables climáticas, litológicas y fisiográficas, que permite delimitar recintos ecológicamente homogéneos desde el punto de vista físico. De entre todas las posibles aplicaciones que ofrece este sistema de clasificación, destaca SIGREFOR, cuya aplicación

en un SIG sirve de apoyo para tomar decisiones en la reforestación de tierras agrarias, facilitando la elección de especies y/o procedencias (Castejón *et al.* 1998). El objetivo de esta metodología es establecer un procedimiento sencillo y preciso que permita estratificar rodales de repoblación, teniendo en cuenta sus condiciones ambientales y técnicas, estableciendo un método estándar y eficaz en la evaluación de rodales y subrodales. La principal ventaja del uso de este tipo de clasificaciones para el apeo de rodales es la facilidad de integrar y analizar gran cantidad de información del medio físico, orientando los trabajos de campo durante el desarrollo del proyecto de repoblación, así como la sistematización de información.

La rodalización en un proyecto de repoblación se realiza fundamentalmente en gabinete, y supone tres fases:

- Fase 1. Análisis de fuentes de información
- Fase 2. Elaboración de mapas de rodales de repoblación
- Fase 3. Reconocimiento y corrección de campo

Fase 1. Análisis de fuentes de información

Las principales fuentes de información utilizadas en el apeo de rodales dependen de la zona de estudio, ya que no todos los territorios disponen de la misma información en términos de contenidos y calidad (tabla 10.1; Capítulo 4). Las principales fuentes son:

- **Bases de datos**. En las bases de datos existentes a menudo encontramos: datos climáticos, datos de suelos (no cartografiados), etc., que representan los datos de partida del estudio del medio físico de la repoblación. Es importante identificar los metadatos asociados a la información base utilizada para que se especifiquen en la cartografía y en el proyecto de repoblación.
- **Bases cartográficas**. Entre las bases cartográficas se encuentra frecuentemente: fotografías aéreas, imágenes de satélite, mapas impresos y/o digitales de rodales (por ejemplo, ordenaciones), mapas de suelo, mapas de áreas protegidas, cuencas hidrográficas, etc., que, como se mencionó, representan los datos de partida del estudio del medio físico de la repoblación. Al igual que en el caso anterior, los metadatos son una información fundamental para verificar el origen y calidad de la cartografía.
- **Textos y trabajos previos**. En general, existe bastante información documental de muchas de las zonas de trabajo, por lo que una adecuada revisión bibliográfica previa simplifica y ayuda a realizar un buen proceso de rodalización.
- **Inspecciones de campo**. La inspección de campo, con el recorrido completo del área objetivo de repoblación, sirve tanto como paso previo al proceso de rodalización, como para su posterior verificación, lo que dará lugar a una rodalización más precisa.

Fase 2. Elaboración de mapas de rodales de repoblación

A partir de la información disponible, el técnico forestal debe elaborar una primera cartografía de rodales que deberá contener, por lo menos, los siguientes mapas vectoriales: i) límite del proyecto de repoblación; ii) rodales, con sus estratos, de acuerdo con el uso

Tabla 10.1. Niveles jerárquicos, información predominante y fuentes disponibles para estudios del medio físico en repoblaciones forestales en Andalucía (Navarro Cerrillo y Senra 1999, http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam).

Modelo	Tipo de información	Información cartográfica disponible	Información adicional
Provincia	Bioclimático 1:100000 1:250000	Atlas fitoclimático (Allué 1990) Pisos bioclimáticos (Rivas-Martínez 1987) Índices de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) Deimos01-TERRA MODIS Precipitación-Temperatura-Evapotranspiración Escenarios Cambio Climático Desertificación-Erosión. Factor C-Riesgo de incendios-Riesgo de inundación	Caracterizaciones agroclimáticas provinciales (MAPA) Estaciones meteorológicas del I.N.M. Redes de observación-Estaciones meteorológicas
Comarca	Geomorfología Fisiografía 1:50000 1:25000	Pisos bioclimáticos (Rivas-Martínez 1987) Unidades fisionómicas de paisaje (años 1956, 1999, 200, 2005, 2007 y 2009, escala 1:25000) Bases cartográficas de referencia: elevaciones, altura normalizada Ortofotos y ortoimágenes	Tablas de juicio biológicas y ecológicas sobre repoblaciones (Rivas-Martínez 1987) Fichas técnicas para el empleo de las especies contempladas en el Decreto 73/93
	Vegetación 1:25000	Mapa forestal de España (Ruíz de la Torre 1990) Mapas de usos y coberturas vegetales del suelo (Corine Land Cover) Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía 1:25000 Mapas de usos y coberturas vegetales del suelo (SIOSE-2013) Sistema de Información sobre el Patrimonio Natural de Andalucía Ocupación del Suelo	Manual de Flora para la Restauración de Áreas críticas y Diversificación en Masas Forestales (Ruíz de la Torre 1996). Modelos de Restauración Forestal. Andalucía
Monte	Edafología Topografía 1:10000 1:5000	Mapa de suelos de Andalucía Biodiversidad: Aves-Bosques Isla-Ecosistemas forestales-Fauna-Flora de interés Formaciones adehesadas-Formaciones forestales-Hábitats de interés comunitario Vegetación 10000	Modelos de Restauración Forestal. Andalucía

actual del suelo encontrado en el campo; iii) áreas de restauración de acuerdo con los posibles objetivos de la repoblación (protección, producción, etc.); iv) red viaria existente y su estado; v) red hidrológica y vi) actuaciones preliminares. Una vez se disponga de esa información, es necesario realizar una evaluación ambiental basada en modelos lógicos, que brinden información sobre el estado actual y la caracterización ambiental de los posibles rodales y, por lo tanto, sea un punto de partida útil para la rodalización final. El técnico puede obtener esta cartografía mediante, al menos, cuatro procedimientos:

- Análisis básico mediante el cruce de capas (no ponderadas) en un SIG e interpretación visual de las mismas. Es el sistema más frecuente, y supone una mejora con respecto a la fotointerpretación (al integrar más fuentes de información), aunque operativamente se siguen basando en la habilidad y experiencia del operador a la hora de integrar la información y definir rodales homogéneos de repoblación (figura 10.1).
- Segmentación mediante el uso de algoritmos de segmentación que crean objetos considerando una escala y uno o varios criterios de homogeneidad (Baatz y Schäpe 2000; Hernando *et al.* 2012). Existen un conjunto técnicas y de *software* orientados a la segmentación de información espacial, principalmente de imágenes procedentes de sensores remotos, tales como la técnica OBIA o los *softwares* eCognition u Orfeo (figura 10.2), que utilizan diferente información de entrada (coberturas ambientales y/o restricciones). De esta manera el gestor forestal puede delinear los rodales considerando cada una de estas variables, así como una combinación de ellas.
- Modelos de decisión derivados de procesos de jerarquía analítica (Edward y Newman 1982) y técnica de clasificación que permiten priorizar las actividades de restauración, que integran métodos de análisis de decisiones multicriterio a partir de un conjunto finito de criterios de decisión. La entrada para estos algoritmos se puede obtener a partir de mediciones objetivas o de opiniones y preferencias subjetivas.
- Sistemas EMDS o de "apoyo para las decisiones de gestión de ecosistemas" (*The Ecosystem Management Decision Support*-EMDS en sus siglas en inglés). Los EMDS son un marco de aplicaciones de apoyo de decisiones habilitado espacialmente para la planificación y la evaluación integrada de paisajes (Reynolds *et al.* 2003). Estos sistemas utilizan motores lógicos y de decisión integrados en un SIG (por ejemplo, ArcGIS® 10.0, *Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA*). Los motores lógicos permiten evaluar los datos a escala de paisaje utilizando los criterios proporcionados por el usuario (por ejemplo, criterios de ponderación de variables ambientales) y derivar un conjunto de interpretaciones simultáneas e integradas a partir de las condiciones de un determinado ecosistema, independientemente de la estratificación o complejidad.

Aunque los modelos de apoyo a las decisiones en el apeo de rodales no se han utilizado en proyectos de repoblación en España, cada vez es más frecuente su aplicación en proyectos de restauración en otros países. Por ejemplo, Janssen *et al.* (2005) desarrollaron un modelo EMDS para apoyar la toma de decisiones para la gestión de humedales en los Países Bajos, Wang *et al.* (2010) elaboraron un marco de evaluación integrado y un

sistema espacial de apoyo a la toma de decisiones basado en EMDS para la planificación de la gestión forestal relacionada con el secuestro de carbono, o Staus *et al.* (2010) desarrollaron una aplicación EMDS para evaluar los hábitats terrestres y acuáticos en el oeste de Oregón (EEUU).

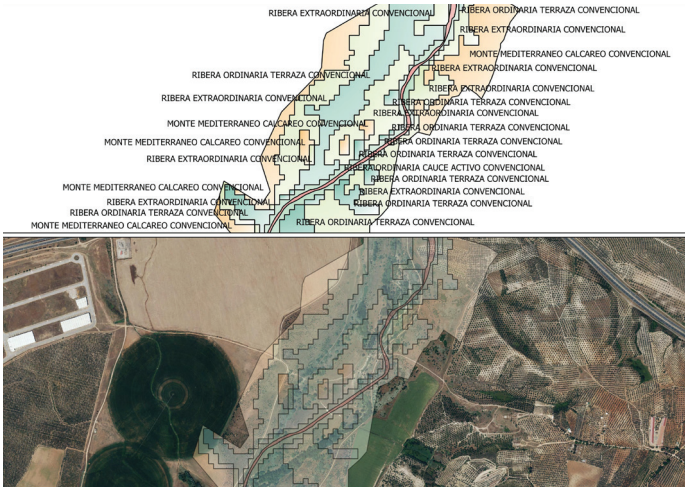


Figura 10.1. Mapa de rodales del proyecto de restauración del Río Guadiamar (Sevilla) (Junta de Andalucía).

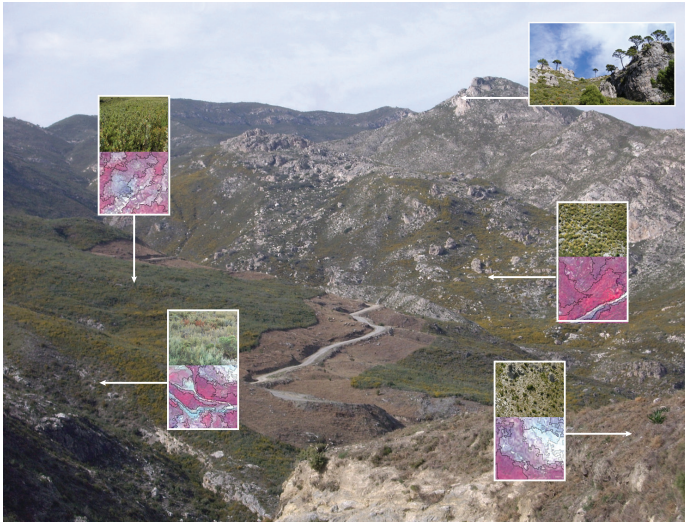


Figura 10.2. Mapa de rodales para la zona afectada por el incendio de la Sierra de Cazulas (Granada) a partir de la segmentación de una imagen Landsat ETM (Hernández-Clemente *et al.* 2009).

Por tanto, existen diferencias muy marcadas entre la forma de trabajo del método tradicional y la implementación de métodos basados en el uso de SIG (tabla 10.2).

Tabla 10.2. Diferencias entre la rodalización basada en los métodos tradicionales y la implementación de métodos basados en el uso del SIG.

Características	Rodalización clásica	Rodalización (semi) automática
Fuentes	Ortofotos y cartografía (bases de datos) temáticas	Ortofotos, cartografía, bases de datos e imágenes de sensores
Subjetividad	Alta	Muy baja
Resolución espacial	Hectareas-Áreas	Áreas a decenas de m^2
Resolución espectral	Pancromática	Pancromática y multiespectral
Escala final	Limitada por la calidad de la información	Limitada por la resolución del sensor
Cobertura	Limitada	Muy amplia
Definición de variables ambientales	Fuentes de datos y fotointerpretación	Analítica
Cálculo de distancias y superficies	Fotointerpretación	Analítica
Modelado	Difícil	Fácil y repetible

El resultado final, independientemente del procedimiento seguido para el análisis de la información, debe ser una salida cartográfica en formato digital, junto con la base de datos de los atributos asociados. Por ejemplo, la capa digital de la rodalización puede contener atributos tales como: el nombre de la propiedad, el técnico redactor del plan, el proyecto de repoblación, la provincia, el municipio, el perímetro (km), la superficie (ha) de cada rodal, el número de rodales, sus características ambientales, etc. En general cada capa digital con sus atributos forman una base de datos en sí misma que ayudará al técnico a planificar, programar y ejecutar las actividades del proyecto de repoblación. El tamaño mínimo del rodal puede ser de <1, <5 o >10 ha en función de la superficie del proyecto de repoblación (< 5 ha, < 50 ha, > 50 ha).

Fase 3. Reconocimiento y corrección de campo

Una vez se ha generado la información base y los mapas preliminares de la rodalización, es necesario planificar y realizar un recorrido de campo para comprobar los límites y la asignación de los rodales que se integrarán al proyecto de repoblación, así como toda la información complementaria que se considere necesaria (por ejemplo, la condición de los caminos existentes, las áreas sensibles por motivos de riesgos ambientales, etc.). Este trabajo corresponde a la rodalización final. Una buena rodalización, de acuerdo con el uso actual del suelo, se logra únicamente realizando un reconocimiento detallado en campo que permitirá efectuar todas las rectificaciones necesarias. Previo al reconocimiento de campo, el técnico forestal tiene que preparar en la oficina el siguiente material:

- un mapa topográfico a escala 1:10000/1:5000 con una red de cuadrículas con coordenadas UTM de, al menos, 100 × 100 m, incluyendo los elementos topográficos (ríos, caminos, etc.), según la base de datos existente y tomando

como base la ortofoto (o imagen de satélite) de mejor calidad junto con la hoja cartográfica.

- un mapa preliminar de rodales a escala 1:10000, con una cuadriculas con coordenadas UTM de, al menos, 100 × 100 m, conteniendo la rodalización realizada sobre la foto aérea más reciente o, en su defecto, una imagen de satélite con la mejor resolución espacial disponible. En el campo, y con ayuda de un GPS, se programará el recorrido (previamente seleccionado en la oficina), para hacer la asociación mapa-terreno. Hay rodales que se ajustaran al trabajo de gabinete y otros que habrá que modificar. Estos rodales se identifican de acuerdo con su clasificación (ver por ejemplo, González *et al.* 2006).

El resultado final de la aplicación de estas metodologías son "mapas integrados de rodales forestales" realizados a escala 1:5000/1:2000, que son utilizados por los técnicos como cartografía final para elaborar el diseño de las repoblaciones (figura 10.1).

2. Diseño de la repoblación

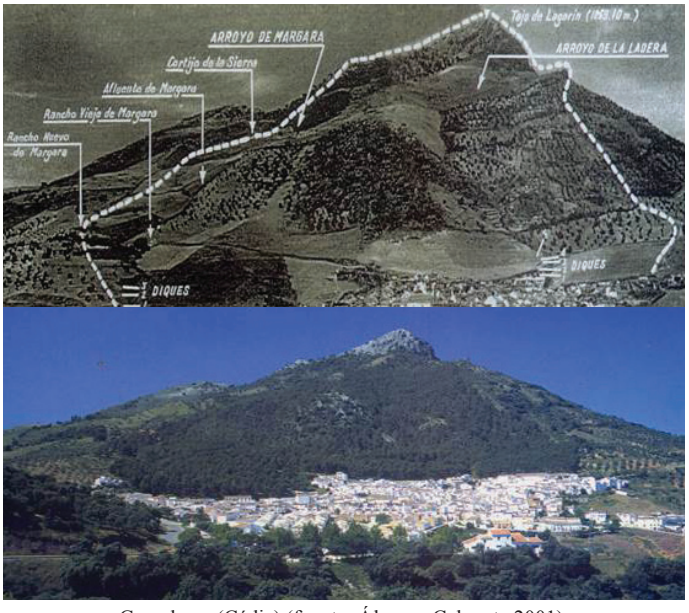
2.1. Concepto de diseño de la repoblación

El diseño de una repoblación, al afectar al medio natural, debe estar integrado al concepto de paisaje, entendido como "un espacio, según la percepción de la población, cuyo carácter es el resultado de la acción y la interacción de los recursos naturales y/o factores humanos" (*European Landscape convention, http://conventions.coe.int*), incluyendo paisajes tanto naturales como artificiales. En España existe una gran diversidad de paisajes que han surgido a partir de la interacción entre la geología, la geomorfología, el clima, la vegetación y el uso que la sociedad ha hecho del territorio a lo largo de la historia.

La percepción del paisaje es un elemento fundamental para el diseño de las repoblaciones. Sin embargo, por la propia naturaleza de este libro, no se va a analizar en profundidad el diseño de paisajes forestales (Rottle y Yocom 2017), ya que supera los objetivos de esta publicación, aunque se entiende que la conceptualización (diseño) de las repoblaciones forestales debe integrarse en este marco. Por otro lado, los paisajes cambian constantemente bajo la influencia de los propios procesos creados por la actividad repobladora (impactos positivos y negativos, ver capítulo 23). En ese sentido, la evolución temporal de la repoblación, y del paisaje asociado a la misma, es una consideración importante en la planificación, el diseño y la gestión de la repoblación, en especial cuando se trata de repoblaciones protectoras.

Al comienzo de los trabajos de repoblación, los proyectos integraban de una forma indirecta el concepto de paisaje en los incipientes trabajos de restauración forestal, buscando paisajes forestales que emularan patrones "naturales" (por ejemplo, la restauración de dunas (Codorniu 1908; García 1967)). La llegada del gran periodo de repoblaciones forestales simplificó el diseño repoblador hasta prácticamente limitarse a los límites de la propiedad y a labores de "embellecimiento" de repoblaciones, lo que dio lugar a repoblaciones dominadas por formas, y contrastes regulares y de variada funcionalidad paisajística (Regato *et al.* 1999; Mendoza y Olmo 2002; Navarro Cerrillo *et al.* 2013) (figura 10.3 y figura 10.4).

Monte Pinar de Yunquera (Málaga) en 1963 y en 1991.



Grazalema (Cádiz) (fuente: Álvarez-Calvente 2001).

Figura 10.3. Cambios de paisaje relacionados con la actividad repobladora en Andalucía.

Puerto de la Ragua, Jerez del Marquesado (Granada).

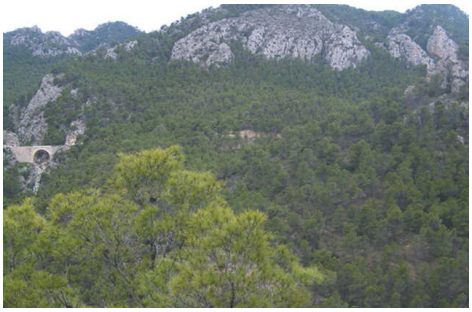
Sierra Nevada (Granada).

Figura 10.4. Paisajes forestales procedentes de la actividad repobladora (fotos: RMª Navarro Cerrillo).

Más recientemente, con la aparición de nuevos conceptos como la arquitectura del paisaje, la integración del paisaje en la labor repobladora forma una parte esencial dentro de los proyectos de paisajismo o arboricultura (http://www.aepaisajistas.org/), pero no han llegado al diseño de las repoblaciones forestales más allá de los conceptos básicos del proyecto de repoblación, como son la elección de especie, la densidad o la distribución espacial de las plantas, la sistematización de los procedimientos de preparación del suelo, etc., pero sin una incorporación clara del concepto estético del paisaje en los proyectos de repoblación. En la actualidad, sin embargo, el diseño de las repoblaciones cobra una importancia especial, tanto para la creación de nuevos sistemas forestales (en algunos casos de alto valor ecológico y social como los proyectos de restauración de riberas, parques periurbanos, etc.), como para "adaptar" el diseño de antiguas repoblaciones a las demandas actuales de la sociedad, lo que proporciona la oportunidad de volver a considerar su diseño y mejorar las cualidades "paisajísticas" de las repoblaciones (figura 10.4, figura 10.5). Existen también consideraciones relativas al paisaje para hacer frente a perturbaciones severas como incendios o mortalidad del arbolado por agentes bióticos o abióticos, donde el impacto visual es muy alto, y pueden ir o no acompañados de actuaciones restauradoras posteriores.

Se define el diseño de una repoblación como el procedimiento por el cual se otorgan características concretas a cada uno de los rodales de repoblación representados en un proyecto, y que están relacionadas con los componentes del paisaje, para controlar y manipular los elementos, la dinámica y la percepción visual de la vegetación establecida. El diseño de la repoblación desempeña, a menudo, el cometido de crear transiciones desde niveles espaciales de menos escala (el rodal o incluso el subrodal) hasta la integración de los mismos en el conjunto del entorno. En este marco teórico, el diseño de la repoblación proporcionará detalles específicos para la creación y gestión de la repoblación, incluyendo la superficie, la(s) especie(s), la(s) densidad(es), la distribución espacial, la disposición, el diseño de los caminos y los cortafuegos, el tipo de plantas de vivero, la preparación del terreno y el método de repoblación, así como cualquier mantenimiento de la repoblación. El diseño de la plantación está directamente relacionado con los objetivos de la repoblación, así como con los recursos económicos y técnicos disponibles.

Provincia de Albacete.



Sierra de Ricote (Murcia).

Provincia de Albacete.

San Bartolomé (Huelva).

Isla Cristina (Huelva).

Sierra de las Estancias (Almería).

Figura 10.5. La repoblación forestal como elemento relevante de los paisajes (fotos: RMª Navarro Cerrillo).

2.2. Criterios generales de diseño en repoblaciones forestales

Diferentes trabajos relacionados con el diseño de paisajes forestales han puesto de relieve las características más importantes para que definir el diseño de una repoblación (de Simón 1990; Forestry Comission 2011) (tabla 10.3), que se describen a continuación.

Tabla 10.3. Criterios para definir el diseño de una repoblación forestal (de Simón *et al.* 1990; Forestry Comission 2011).

Criterios	
1. Diversidad de los elementos que componen una repoblación	Aumento del número de elementos que se utilizan en una repoblación (especies, estructura y forma de los rodales, tamaños de planta, etc.). A mayor diversidad, la repoblación tiene una mayor calidad de diseño, pero debe adecuarse a las características de la repoblación
2. Contexto/unidad	La unidad se logra cuando los rodales se integran bien con otros elementos del paisaje, y aparecen como si fueran un elemento más del mismo
3. Escala	Hace referencia al tamaño relativo de cada uno de los elementos visuales de la repoblación (observables a escala de paisaje y de rodal). Generalmente, la escala debe adecuarse a la superficie del proyecto
4. Forma del paisaje	Hace referencia a la forma del conjunto de la restauración vista de manera unitaria, y su integración a los elementos dominantes de un paisaje
5. Forma de las unidades (rodales) del paisaje	Considerando las diferentes formas/ agrupaciones que se van a establecer en el conjunto del paisaje que influyen en la forma completa de la repoblación, así como su efecto visual y el patrón con otros elementos del mismo
6. Estratificación (estructura vertical)	Ocupación vertical de las especies de cada rodal
7. Distribución reticular (estructura horizontal)	Ocupación superficial de los rodales
8. Distribución lineal (galerías)	Ocupación de la vegetación a lo largo de elementos lineales

Diversidad

La diversidad visual se refiere al número de elementos diferentes que aparecen en el diseño de la repoblación. En general, los paisajes naturales en España presentan una alta diversidad de elementos que imprimen un carácter propio a diferentes áreas. El diseño de la repoblación debe aprovechar y promover dicha diversidad de elementos como parte del proceso de rodalización y de las acciones de restauración (conservar y potenciar determinados elementos vegetales, como matorrales o zonas de pastos), y, en parte, aportar elementos nuevos a la diversidad del paisaje. Esta diversidad tiene muchos beneficios para los hábitats forestales y proporciona mayor resiliencia a los ecosistemas (por ejemplo, frente al cambio climático) (figuras 10.3 y 10.4).

La diversidad de elementos debe complementarse con la diversidad interna de la repoblación, que se puede lograr mediante el uso de diferentes especies, densidades, tamaños y formas de elementos vegetales, siempre que éstos se adecuen a las condiciones de estación y a los objetivos de la repoblación. La adecuada elección de estos elementos permite una representación visual de texturas y colores más contrastados. Los cambios

estacionales ayudan a aumentar el contraste interno que está marcado por el paso de las estaciones. Otros elementos del paisaje, tales como el agua, los humedales, los afloramientos rocosos y los espacios abiertos, también contribuyen a la diversidad de la repoblación y deben ser tenidos en cuenta y enfatizados, en lugar de quedar escondidos dentro de la repoblación.

Unidad

La unidad se logra cuando las partes que componen el diseño de la repoblación contribuyen armoniosamente al conjunto, y todos los factores del diseño mantienen una coherencia visual. En conjunto, esto se logra cuando los elementos concuerdan entre sí y se relacionan con las características del paisaje, y no hay ningún elemento fuera de lugar o desequilibrado. En el diseño de las repoblaciones, la unidad significa que los elementos deben parecer una parte integral del paisaje, "encajando" en el conjunto, y no pareciendo "fuera" de él. La forma de los elementos (ver descripción posterior) ayudan a lograr esa coherencia y equilibrio, dando mayor "conectividad" visual a los elementos del paisaje a diferentes escalas (figura 10.6).

Escala

La escala tiene un efecto importante en la percepción de la repoblación, ya que representa el tamaño relativo de un elemento visual con respecto a otro, y el tamaño relativo de todo el paisaje para el observador. La escala aumenta con la elevación del observador y la extensión de la vista. Las cimas y las laderas más altas presentan una escala mucho mayor que un paisaje de vistas restringidas en pendientes más bajas y en valles. Los problemas de escala relacionados con el diseño de las repoblaciones pueden ser causados por (figura 10.7):

- Estructuras en formas de "parches" sobre paisajes dominantes de gran campo visual
- Áreas repobladas muy grandes en paisajes dominados por elementos de pequeña escala.
- Parcelas pequeñas de repoblación en cotas elevadas.
- Franjas repobladas en áreas con un horizonte muy marcado.

Es importante evaluar la escala del paisaje para garantizar que, en la medida de lo posible y dentro de las restricciones límites impuestas por los límites de propiedad y la rodalización, el diseño de la repoblación se adecué a la escala dominante del paisaje. Hay tres aspectos relacionados con la escala que puede ayudar con los problemas de diseño visual (figura 10.7):

- Mantener un equilibrio visual entre los rodales repoblados y la escala de los elementos circundantes.
- Usar rodales de repoblación pequeños pero relativamente próximos, que mejoren la visualización a diferentes escalas (cuando se ven de lejos parecen completamente separados, pero cuando se ven relativamente cerca tienden a ser vistos como un conjunto).
- El solapamiento de formas (rodales y/o tipos de vegetación) para dar la apariencia de un paisaje más cubierto de vegetación.

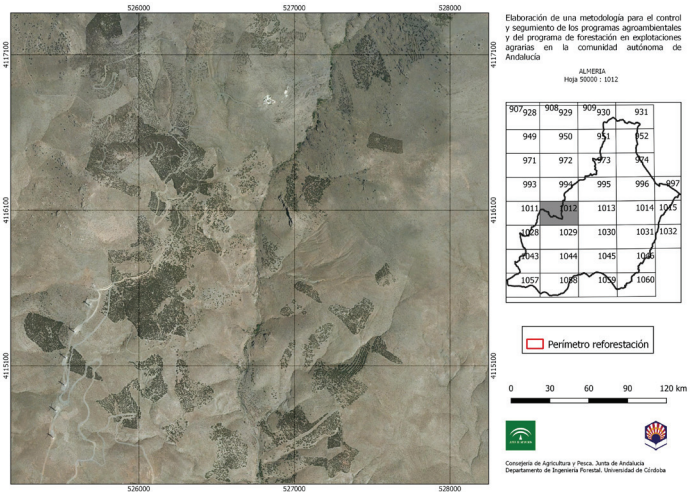


Figura 10.6. Forma de los rodales de repoblación con falta de coherencia y equilibrio y sin conectividad visual entre los elementos del paisaje (Almería) (fotomontaje: RMª Navarro Cerrillo).

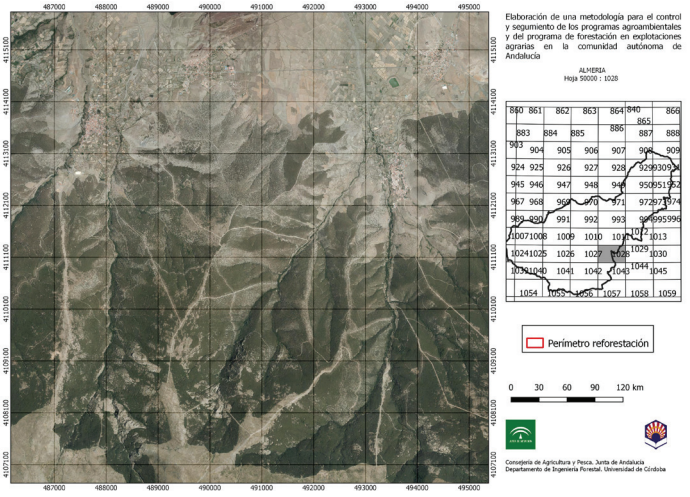


Figura 10.7. Repoblaciones en laderas creando un paisaje integrado en Sierra Nevada (Granada). (fotomontaje: RMª Navarro Cerrillo).

Forma del paisaje

Al ver un paisaje, el observador tiende a buscar elementos diferenciadores, por ejemplo, el trazado de un río o un camino sinuoso, que son "fuerzas visuales" que afectan la forma en cómo y qué se observa de una forma de relieve. Algunos ejemplos de estas "fuerzas visuales" son las crestas, los accidentes geográficos, o los elementos lineales,

que dan "sensación" de movimiento a las formas del relieve, y pueden ser identificadas y analizadas.

Las repoblaciones resultan más artificiales cuando las formas y las líneas imponen "cortes" a los patrones del relieve, y no pueden responder a las fuerzas visuales. Un ejemplo es cuando un margen superior de una repoblación sigue una línea horizontal (a menudo una línea de contorno o propiedad) en lugar de un margen irregular (figura 10.8). La identificación de las fuerzas visuales y su uso para diseñar la repoblación asegura que "encaje" en lugar de generar un "contraste", y crear un efecto visual perjudicial (figura 10.9).

Figura 10.8. Repoblaciones con límites físicos muy marcados en Puerto de la Regua (Granada) (foto: RMª Navarro Cerrillo).

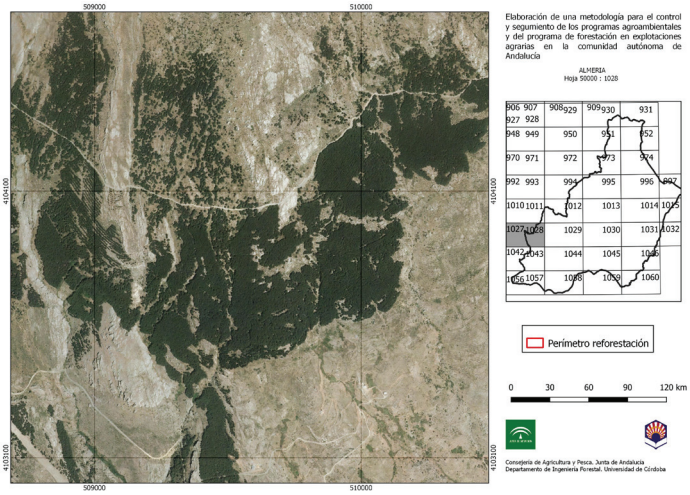


Figura 10.9. Patrones de vegetación semi-naturales derivados de una repoblación relacionadas con formas irregulares y el contacto con rodales de vegetación natural en Sierra Nevada, (Almería) (fotomontaje: RMª Navarro Cerrillo).

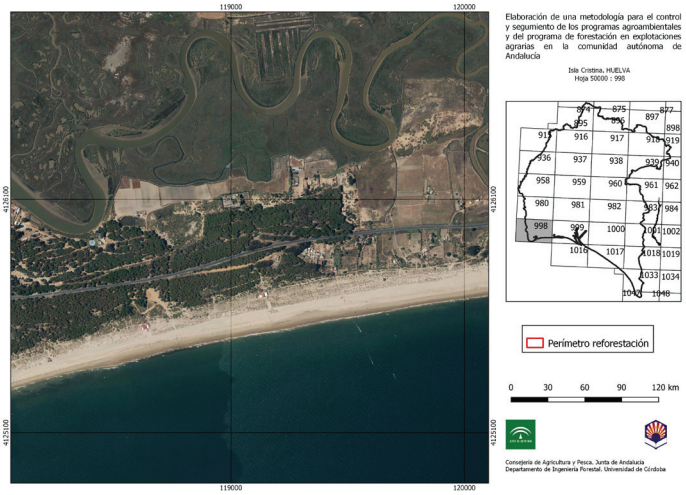
En estos casos, y siempre que sea posible, y el objetivo de la plantación lo permita, deben aprovecharse las discontinuidades del terreno, tanto relacionadas con la calidad del suelo como con la distribución de los elementos en el terreno (cursos de agua, infraestructuras, etc.) para dar la máxima variedad a las repoblaciones. Esto debe interpretarse como diseños complejos que se adapten a las pautas naturales de distribución de la vegetación, y que sea posible reproducir en la repoblación. Algunos de estos patrones son (Ruiz de la Torre 1990):

- Mosaico irregular. Conjunto de rodales con distribución que puede considerarse al azar en cuanto a formas, tamaños y localización.
- Mosaico de orientación. La vegetación se distribuye ocupando uno las umbrías y otro las solanas.
- Mosaico dendriforme. Se distinguen unidades que se ubican en las vaguadas y otros en las lomas, pudiendo a veces agregarse otros de laderas bajas, de fondo de canales de drenaje, etc.
- Mosaico dendriforme con intercalación de elementos orientados. Los mosaicos dendriformes se apoyan a veces, y aun se combinan con los de orientación.
- Mosaico-mezcla. Caso de mosaico irregular en que aparecen unidades simples y otras con mezcla de las anteriores o de sus elementos característicos.
- Mosaico intrazonal. Mosaico con inclusión de piezas con cambios altitudinales o mesológicos diferentes en escasa longitud horizontal.

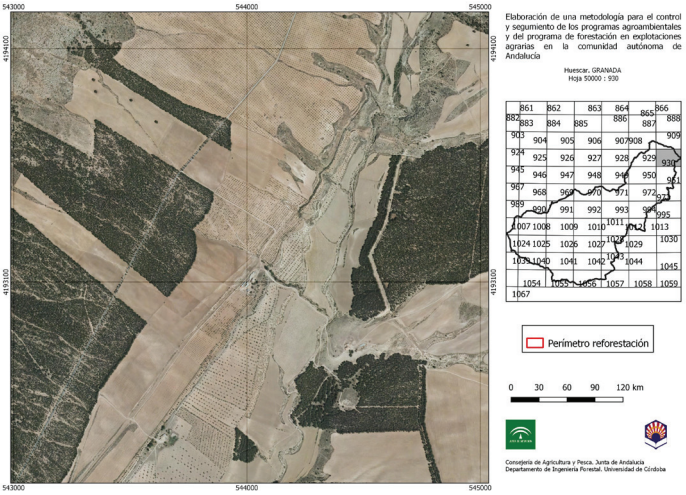
En muchos casos, la existencia de patrones de vegetación seminaturales puede ayudar a guiar el diseño repoblador (figura 10.9). La vegetación responde al tipo de suelo, al drenaje y a la exposición, y estos patrones se relacionan a menudo con la forma del terreno subyacente. Sin embargo, hay que tener en cuenta que la vegetación existente puede haber sido modificada por el uso histórico del territorio (paisajes culturales, por ejemplo el olivar), que requiere de una cierta "coherencia" de la variedad de patrones existentes en el paisaje ("entramado" de formas más que "rompecabezas").

Forma de los rodales

La forma de los rodales es un factor que tiene una gran influencia en la manera en cómo percibimos el conjunto de una repoblación. La forma en cómo se percibe una forma (geometría) particular está influenciada por sus proporciones generales, cómo son bordes definidos, geometría, etc. (Forestry Comission 2011). Cuando la repoblación integra formas "compatibles" (bordes irregulares, contraste cromáticos, etc.) contribuye a la armonía del paisaje, mientras que las formas que son "incongruentes" (bordes regulares, monoespecificidad, etc.) tienen un efecto visual discordante. Los paisajes contienen muchas formas, pero siempre hay una "influencia subyacente" que ayuda a integrar los nuevos elementos paisajísticos que incorpora la repoblación. La distinción entre formas "naturales o naturalizadas" y geométricas es particularmente significativa y juega un papel importante en el diseño de las repoblaciones (figura 10.10). Esto afecta tanto a la forma general de la repoblación, como a los patrones "internos" derivados de la composición específica, que incluye, entre otros, a los rodales, las red viaria o los elementos lineales (por ejemplo, cortafuegos) (figura 10.10).



Formas "naturales o naturalizadas" de una repoblación en Isla Cristina (Huelva)



Formas geométricas de una repoblación en Huetor (Granada).

Figura 10.10. Ejemplo de diferentes formas de rodales (fotomontaje: RMª Navarro Cerrillo).

En un diseño de repoblaciones, las formas están influidas por su integración en el paisaje circundante; por ejemplo (Forestry Comission 2011):

- Terrenos de montaña: el relieve es el factor dominante, así como los patrones de vegetación y geológicos. El uso de formas irregulares que reflejan estas formas de relieve ayudará a integrar las repoblaciones en su entorno.
- Terrenos ondulados: con presencia normalmente de tierras de cultivo, el patrón de "recintos" puede ser más dominante que el relieve. En estos paisajes las formas "reticulares" pueden ser buenas.

- Terrenos planos: donde no hay puntos de vista, el borde de la repoblación y los espacios internos (por ejemplo, áreas arboladas y desarboladas) son las principales consideraciones en el diseño.

Retículos

Un patrón "reticular" se refiere a la red de elementos naturales (vegetación, ríos, etc.) y artificiales (setos, muros, etc.) que definen los límites de la repoblación y el paisaje circundante. Estos recintos pueden tener orígenes y funciones muy distintos, pero en algunas ocasiones "definen" el paisaje. En términos generales, hay dos categorías principales de formas reticulares en zonas repobladas (figura 10.11):

- Paisajes culturales, que se caracterizan por formas irregulares (o no), límites naturales y artificiales, caminos sinuosos, setos, y rodales de antiguos bosques.
- Paisajes planificados, en general procedentes de la intensificación de la agricultura y de la selvicultura, y caracterizados por un mosaico más geométrico y regular de los usos del suelo, y con ausencia de elementos naturales (setos) o naturalizados (riberas degradadas).

En el caso de proyectos de repoblación donde el patrón de recinto es dominante, la repoblación puede ayudar a reforzar ese patrón, especialmente donde las coberturas forestales se han eliminado (figura 10.11). En el caso de áreas planificadas, la repoblación puede aportar "naturalidad" al paisaje (por ejemplo, una chopera. figura 10.11).

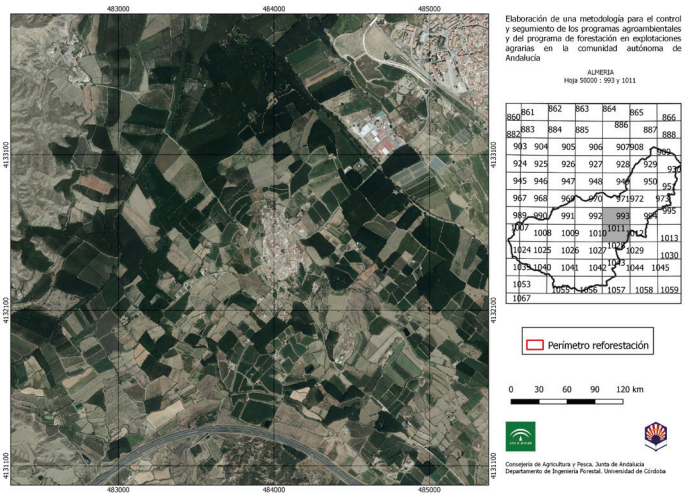


Figura 10.11. Paisaje agrario integrado incluyendo plantaciones intensivas de chopos en la Vega de Guadix (Granada) (fotomontaje: RMª Navarro Cerrillo).

2.3. Elementos de diseño de una repoblación

Los factores descritos previamente se pueden utilizar en el diseño de las repoblaciones teniendo en cuenta algunos elementos sencillos:

- **Disposición de las líneas de plantación.** La topografía definirá esta disposición en el terreno. En general, debe procurarse que estas líneas sigan curvas de nivel, salvo que haya limitaciones por fuerte pendiente que obliguen a las máquinas a trabajar por líneas de máxima pendiente. En este último caso debe tomarse la precaución de utilizar preparaciones puntuales al tresbolillo (por ejemplo, preparaciones mediante ahoyado con retroexcavadora).
- **Presencia de elementos naturales o artificiales**, que aconsejen diseños especiales de plantación. Las estructuras lineales tales como tendidos eléctricos, caminos, canales de riego, etc., hacen recomendables cambios en la densidad de plantación, distancias mínimas (por ejemplo, 10 m en el caso de tendidos eléctricos) o incluso en las especies seleccionadas (por ejemplo, uso de arbustos en zonas próximas a canales de riego).
- **Discontinuidades en la calidad del terreno** que va a ser repoblado, como las debidas a la presencia de rodales de vegetación, repoblaciones en olivares donde se mantiene parte de la vegetación anterior, afloramientos rocosos, etc., que pueden suponer cambios en las densidades, incluso dejando zonas sin repoblar. Siempre que sea posible, y el objetivo de la plantación lo permita, deben aprovecharse las discontinuidades, tanto en la calidad del suelo como en la distribución de cursos de agua, etc., para dar la máxima variedad a las repoblaciones, tanto en especie, como en diseño. Estas variaciones suponen una mejora importante de la calidad ambiental de las repoblaciones, así como su resistencia a incendios y plagas.
- **Mezcla de especies.** Las plantaciones puras han sido el diseño más extendido en repoblaciones forestales, aunque en los últimos años se han promovido con más frecuencia las plantaciones mixtas, básicamente mezclas de dos especies. En general, las plantaciones puras tienen la ventaja de su mayor sencillez, tanto para los trabajos de establecimiento como para la selvicultura posterior. Hay algunas ventajas en el uso de plantaciones mixtas, pero también pueden presentarse algunos problemas posteriores de gestión. Una de las ventajas más evidentes es tener una mayor variedad de posibles beneficios y, además, que estos se den en turnos diferentes. Tradicionalmente las mezclas se han producido de forma natural en los trabajos de forestación, creándose un piso superior de coníferas procedentes de plantación, bajo el cual se ha desarrollado posteriormente un subpiso, generalmente de alguna frondosa principal y de parte de su cortejo de arbustos y matorrales. Cuando las prácticas selvícolas han sido adecuadas, el desarrollo de este subpiso ha sido bastante rápido, dando lugar, en un período relativamente corto, a una masa mezclada de buena calidad forestal y ambiental. Cuando la mezcla se hace de forma premeditada en el diseño de la plantación, lo primero que debe tenerse en cuenta es que las especies utilizadas sean compatibles. Generalmente las mezclas que se han considerado hasta ahora son mezclas de coníferas con frondosas, o mezclas de frondosas. No obstante, todavía este tipo de mezclas es bastante inusual y no existe mucha experiencia por las dificultades relacionadas con su puesta en obra y su respuesta al establecimiento, pero responden mejor a las características naturales de muchas masas forestales, por lo que es recomendable considerar, en algunos casos, la inclusión de varias especies en los proyectos de repoblación (mezclas pie a pie, pequeños bosquetes de una segunda e incluso una tercera especie, "núcleos de dispersión", etc.).

Además, conviene decidir la distribución que va a tener la planta en el terreno. Esta puede ser básicamente de dos tipos:

- **Mezclas pie a pie o por líneas**, que se hacen cuando el terreno es bastante homogéneo en cuanto a calidad de estación y el objetivo de la mezcla es beneficiar el establecimiento de una especie mediante el uso de una especie acompañante. Por ejemplo, el uso de encina en repoblaciones de pino carrasco (figura 10.12).
- **Mezclas por bosquetes**, se realizan de acuerdo con las condiciones del terreno, cuando la calidad de la estación no es pareja y las especies empleadas tienen requerimientos distintos o cuando se busca crear un mosaico de vegetación (por ejemplo en una plantación con carácter cinegético). En este caso se coloca la especie más delicada en los lugares de mejor calidad, dejando aquellos que son peores para las coníferas o las frondosas más rústicas. Esta distribución por bosquetes puede también responder a la adaptación de la plantación a las condiciones de infraestructura de la finca (por ejemplo, especies de crecimiento más rápido en las proximidades de una vivienda) u otro tipo de consideraciones (por ejemplo, paisaje, creación de refugios, etc.).

Figura 10.12. Forestación con *Pinus halepensis* y *Juniperus phoenicea* en mezcla pie a pie en Huescar (Granada) (repoblación ejecutada por Viveros Ponce-La Jara) (foto: RMª Navarro Cerrillo).

3. Métodos de repoblación y su elección

Según el tipo de material forestal de reproducción que se utiliza en una repoblación, se puede hablar de dos métodos de repoblación, introducción o implantación: *la siembra y la plantación*. La siembra supone la colocación de las semillas en un terreno que ha tenido o no una preparación previa, mientras que la plantación conlleva la introducción de plantas de edad y tamaño variables según la especie, producidas en viveros, que son establecidas en terrenos preparados previamente (figura 10.13). En algunas repoblaciones especiales (restauración ecológica, plantaciones en infraestructuras, etc.) se utilizan trasplantes, es decir, se ha utilizado planta extraída previamente del monte en vez de planta de vivero.

Sin duda alguna, la elección del método de repoblación fue una de las decisiones técnicas más controvertidas en las primeras repoblaciones (figura 10.14). Acebal (1885) recogió, detalladamente, como fueron variando con el tiempo los criterios para la elección del método:

Semillas de *Quercus pyrenaica* (izquierda) (foto: X Goñi).

Planta de una savia en contenedor de *Quercus pyrenaica* (foto: CNRGF El Serranillo).

Figura 10.13. Ejemplo de materiales de reproducción para repoblar mediante siembra o plantación.

> "En 1756 Beckmann veía la salvación de los montes en las siembras y se pronunciaba contra las plantaciones; Bugsdorff, en 1805, admitía únicamente la plantación cuando se tratase de introducir especies exóticas, y Cotta en su Traité de Cuture forestière (1848) da la preferencia a la siembra para extensiones considerables. Díjose después que la plantación sólo era preferible cuando la siembra no ofreciese éxito seguro; y hoy, por el contrario, se afirma por algún autor que no deben sembrarse sino allí donde circunstancias excepcionales sean obstáculo insuperable a la plantación. Y en efecto: si juzgamos por los resultados, no cabe duda de que la plantación es más expedita, segura y económica; más expedita porque ganamos un año del vivero y las marras de la siembra no son perceptibles hasta los dos o tres años, en tanto que las de la plantación lo son al primero y pueden rellenarse desde luego; más segura, si aparte de otras contingencias y peligros nos hacemos cargo que perdimos ya en dos años consecutivos la mayor parte de la semilla, y como consecuencia más económica, pues la primera plantación casi puede garantizarse y las siembras ofrecen poca duda."

Para seguir alimentando la controversia, la Sociedad Económica Matritense indicaba, en 1886, que la plantación de árboles jóvenes previamente criados en almácigas y viveros era el sistema más caro, llegando a afirmar que era un procedimiento de lujo que sólo podía aceptarse para plantaciones a pequeña escala (Anónimo 1886). Esta opinión estaba en consonancia con lo dispuesto en la primera norma repobladora, la Ley de 1877 para la mejora, fomento y repoblación de los montes públicos, que indicaba que los medios para realizar la repoblación serian: primero por diseminación natural, segundo por siembras de asiento y tercero por plantaciones. Para Jordana (1896) el predominio de las siembras podía deberse a su comodidad, al evitar la instalación de viveros así como las preparaciones previas del suelo. Finalmente, este autor, resumiría cómo actuar ante la elección del método de repoblación:

> "Los forestales que siguen atentos el proceso de transformación que vienen sufriendo de algunos años a esta parte las ideas y procedimientos, saben muy bien que,…los

> más distinguidos selvicultores de nuestros días [pretenden] que se otorgue en todos los casos la preferencia a las plantaciones sobre las siembras, fundados en que los gastos, habida cuenta a las resiembras, casi siempre necesarias, se equiparan si no resultan menores en las plantaciones, que tienen en su abono además la probabilidad de mejor éxito. Esto se dice y esta doctrina se difunde, y aunque se pueden presentar muchos ejemplos que lo confirmen, no es menos cierto también que no faltan otros que pongan de manifiesto la excelencia de las siembras. Lo más cierto probablemente, y cuando menos lo que la prudencia aconseja, es que en materias de esta índole donde los elementos y factores que entran en el problema varían notablemente de un monte a otro, y aun dentro de cada uno de ellos, de una a otra localidad o comarca, no se establezcan principios absolutos, cuya aplicación pueda ser causa de múltiples fracasos. Las condiciones de cada localidad, bien medidas y pesadas, y no otras, son las que, procediendo siempre con la mayor cautela, han de dar la norma para la elección del procedimiento de cultivo."

A pesar de todo ello, para Madariaga (1909) el método de repoblación era la siembra, salvo las ocasiones en las que se quisieran evitar sus inconvenientes, como "los ataques de animales, agentes atmosféricos y falta de humedad". En cuanto a la forma de realizar las siembras, llama la atención que los primeros forestales ya tenían en cuenta el uso de lo que hoy se conoce como especies facilitadoras para mejorar el establecimiento de las plántulas. En este sentido, Laguna (1862) justificaba la mezcla de semillas de pino silvestre con otras de arbustos o matas de la siguiente manera: "en algunos puntos sobre todo en exposiciones cálidas y secas, será conveniente mezclar el piñón con alguna otra semilla de arbustos o matas que protejan a los pimpollos en los primeros años, es decir, que formen mientras sea necesario, lo que se llama un rodal protector del vuelo". Primitivo Artigas (1890), posteriormente, ofrecería numerosos ejemplos del efecto favorable del matorral en la regeneración natural y artificial de determinadas especies forestales y Llauradó (1892), insistiendo en este tema, recomendaba la siembra mezclada de coníferas con la leguminosa *Onobrychis sativa*. No obstante, también eran conscientes de que este efecto facilitador podía variar rápidamente a competencia, como así lo recoge Codorniu en sus observaciones sobre la Sierra de Espuña (Codorniu 1900).

En la década de los 70 del siglo XX se amplió considerablemente el uso de las siembras, con el fin de reducir los costes, en un momento en que ya era complicado lograr mano de obra en las zonas rurales. En este contexto, y al igual que las repoblaciones procedentes de plantación, las especies del género *Pinus* han sido las más ampliamente usadas; en concreto para *Pinus pinaster, P. pinea* y *P. halepensis* (Sanz-Pastor 1955; Brañas 1962, Cruz *et al.* 1977; Guzmán *et al.* 2005) (figura 10.15). Hoy en día, la siembra se usa principalmente para las especies *Q. ilex, Q. faginea y Q. suber,* en particular en los trabajos de forestación de tierras agrícolas y restauración de dehesas (Montoya 1988; Carreras y Sánchez 1997; Oñoro *et al.* 2001; Romero y Aramburu 2005; Navarro *et al.* 2006) o para la fijación de dunas costeras con *P. pinea* (de Seoane *et al.* 2007). Además, la siembra está siendo el método de repoblación elegido en los trabajos de restauración cuando se persigue conseguir altas densidades, como es el caso de la restauración en superficies afectadas por incendios (Díaz-Raviña *et al.* 2012; Enciso y Martínez-Sanz 2013; Vega *et al.* 2013; Guijarro *et al.* 2017; Martínez-Sanz y Enciso 2017) y áreas críticas (Ruiz de la Torre 1996).

Los resultados obtenidos en siembras y plantaciones ha dado lugar a un importante debate sobre la oportunidad de cada uno de los métodos y hacen complicado, en algunos casos, recomendar uno u otro método como el más adecuado para el establecimiento de especies forestales en determinadas circunstancias (Pemán *et al.* 2006; Prévosto *et al.* 2015).

Masa procedente de siembra por líneas.

Masa procedente de plantación.

Figura 10.14. Aspecto de masas de *Pinus pinaster* procedentes de diferentes métodos de repoblación. El método de siembra obliga a aplicar claras más precoces que en el método de plantación, en el que la densidad resulta más homogénea y controlada. (fotos: R Serrada).

Las recomendaciones más recientes la elección entre siembra y plantación indican que se trata de un proceso de decisión que debe ser discutido en cada caso en particular, como proponía Jordana (1896), y puede dar lugar a divergencias entre diferentes técnicos, debido, en parte, a los cambios en los objetivos y criterios de establecimiento. Los trabajos y la experiencia acumulada en diferentes trabajos de restauración proporcionan documentación técnica, que apoyan y validan el análisis de los resultados obtenidos, y ayudan a elegir entre las diferentes opciones posibles a la hora de seleccionar el método de repoblación según la situación particular del proyecto de restauración y de la información específica aportada durante el diseño de la repoblación. No obstante, parece evidente que la siembra sólo será recomendable cuando ésta vaya a realizarse en condiciones muy adecuadas, y con un control cuidadoso de las operaciones; en caso contrario es preferible recurrir a la plantación, ya que en estaciones difíciles tiene muchas más posibilidades de éxito.

3.1. Elección del método de repoblación

Siembra

La siembra, como método de repoblación, plantea una serie de ventajas e inconvenientes que hay que tener muy presente a la hora de su elección en los diferentes rodales de repoblación. Entre las consideraciones a tener en cuenta para la siembra directa, Catalán (1991) ya apuntaba algunas referidas a las características de las semillas de las especies que pudieran utilizarse en las siembras y a las características del terreno: i) fácil y rápida germinación, ii) coste bajo de la semilla, iii) recolección fácil y abundante, iv) terreno suelto, mullido y permeable y v) ausencia de predadores. Estas consideraciones pueden completarse con las realizadas por otros autores que plantean las diferentes ventajas e inconvenientes de la

elección de uno u otro método (Navarro Cerrillo y Martínez 1997; Serrada 2000; Prévosto *et al.* 2015; Pemán *et al.* 2017). Entre las ventajas de la siembra se pueden citar:

- La siembra hace posible que se desarrollen naturalmente las raíces de los brinzales. Esto tiene especial importancia en aquellas especies que desarrollan una raíz pivotante fuerte como los *Quercus*, y que durante el primer año su raíz puede crecer del orden de 80 cm ó 1 m (figura 10.15).
- La obtención de una masa densa, *a priori*, es más fácil de conseguir a un coste más reducido mediante una siembra que una plantación.
- Al ser masas de mayor espesura, tendrán una poda natural más precoz y eficaz y se producirá una mayor libertad en la ejecución de las claras.
- Por la distribución aleatoria de los pies de la nueva masa en el terreno, en el caso de siembras a voleo, y la selección que impone la alta espesura, las masas estarán mejor adaptadas a las condiciones de la estación. Esta distribución aleatoria contribuye, también, a un diseño más naturalizado de la repoblación.
- Puede ser utilizada en sitios en donde por las características del medio se hace imposible la plantación. Es el caso, por ejemplo, de siembras aéreas en terrenos de difícil accesibilidad e imposible mecanización.
- La época de siembra puede ser más flexible y los métodos de siembra son más sencillos que los de la plantación.
- *A priori*, es un método de repoblación más barato, sobre todo inicialmente, al no tener que hacer frente a los costes de producción de planta y a que los procedimientos de preparación del suelo, en algunas circunstancias, son más someros.

Entre los inconvenientes de las siembras se pueden citar:

- Riesgo elevado de predación por roedores, fauna cinegética o avifauna. Eso implica la necesidad de proteger las semillas, como es el caso de las especies del género *Quercus*.
- El brinzal está expuesto a mayores riesgos durante su germinación y primeras etapas de desarrollo debido a los factores ambientales y a la competencia de la vegetación ya existente, que pueden dificultar, en mayor o menor medida, su germinación y posterior desarrollo.
- La preparación del suelo en la siembra, para asegurar un buen contacto de la semilla con el terreno que permita la germinación y el arraigo, debe ser muy cuidadosa independientemente de que esta preparación se realice por puntos, fajas o a hecho, en función del tipo de siembra.
- La aleatoriedad en la germinación, dada la dependencia directa de las condiciones del medio, hace que se obtengan, en ocasiones, resultados muy irregulares en su distribución superficial, con zonas superpobladas frente a otras subpobladas.
- En ocasiones es necesario disponer de una gran cantidad de semillas, lo cual no siempre es posible. Además, si ésta es de calidad, su coste aumentará notablemente.
- La mayor densidad esperable en la masa conduce a mayores costes en las operaciones selvícolas a realizar posteriormente.

Plantas de 1 savia de *Pinus pinea*. En los extremos, ejemplares cultivados en rizotrón con raíz pivotante de más de 1 m de longitud; en el centro, ejemplar con raíces fasciculadas cultivado en contenedor autorrepicante de 18 cm.

Plantas de 1 savia de *Quercus ilex*. En el centro, ejemplar cultivado en rizotrón con raíz pivotante de más de 1 m de longitud; en los extremos, ejemplares cultivados en contenedor autorrepicante de 18 cm.

Figura 10.15. Diferencias morfológicas y de dimensiones de los sistemas radicales desarrollados naturalmente y en contenedor (prácticas de viveros en EUIT Forestal de Madrid, 2004) (fotos: R Serrada).

- Requiere de un período de acotado al pastoreo superior al de las plantaciones.
- En algunos casos requiere de tratamientos de peletizado de la semilla, que encarecen notablemente su uso.
- Es un método desaconsejado en ambientes muy secos con suelos compactos y pedregosos.

Plantación

Además de solventar gran parte de los inconvenientes que tienen las siembras, la plantación puede tener como ventajas las siguientes:

- Mayor probabilidad de éxito en la repoblación, ya que se introducen plantas, en general, con 1 o 2 savias que son más resistentes a los factores ambientales y a la competencia con la vegetación existente.
- Ganancia de tiempo equivalente a la edad de la planta introducida.
- Las operaciones selvícolas a realizar con posterioridad a la plantación no deben ser tan tempranas como en las siembras, aunque a medio plazo suelen ser más económicas. Frente a las siembras a voleo, facilita las operaciones de mezcla de especies.

Entre los inconvenientes que cabe suponer a la plantación se pueden citar:

- Hay algunas especies que presentan dificultades para su cultivo en vivero, lo que dificulta la producción de planta y su uso en repoblaciones.
- Es un método más costoso, en un principio, ya que requiriere labores más intensas y mano de obra más especializada que en las siembras.
- La menor densidad produce una poda natural más tardía, obteniéndose peor calidad de madera u obligando a un mayor coste en podas.
- Es necesario que exista una infraestructura de viveros que garantice las demandas de planta y unos transportes en buenas condiciones para el material vegetal.

Estas consideraciones las podemos agrupar en cuatro tipos de factores que condicionan uno u otro método, como son: factores de estación, culturales, sociales o económicos (tabla 10.4). En función de las condiciones estacionales del monte concreto a repoblar, del objetivo preferente de la repoblación que se proyecta y de la especie o especies elegidas, los factores y condicionantes comentados adquieren mayor o menor trascendencia.

Resumiendo y simplificando lo anterior, las plantaciones, al no tener limitaciones en relación con las especies empleadas y ni con la estación en que se introducen, constituirán el método de repoblación más común, aunque este hecho no es excusa para realizar en cada proyecto el análisis pertinente en cuanto al método de repoblación más adecuado para cada uno de los rodales de repoblación. Se deduce de lo anterior la validez de la afirmación anterior de que las siembras, en España, son una excepción en las repoblaciones forestales.

Finalmente, es necesario advertir que en un mismo monte, en el caso de que se haya decidido una repoblación mixta, se puede y debe emplear, si se considera conveniente, el método de plantación para una de las especies y la siembra para la otra. Incluso con una misma especie estaría justificado recurrir simultáneamente, en casos especiales, a los dos métodos.

4. Densidad

4.1. Concepto

El número de individuos por unidad de superficie propuesto para una repoblación (semillas o plantas) se conoce como densidad inicial y determina el marco en que se establecen,

Tabla 10.4. Factores que condicionan la elección del método principal de repoblación (adaptado de Serrada 2000, en Navarro Cerrillo y Martínez 1996).

Siembra	Plantación
Factores de estación	
Requiere estaciones muy adecuadas a las especies que se van a introducir	No existen limitaciones por estación salvo las propias de la elección de especie y tipo de repoblación
Condiciones favorables de suelo, que deben ser permeables, mullidos y poco pedregosos	Es el método más adecuado para estaciones climáticamente difíciles, y el que mejor aprovecha las labores de corrección de las limitaciones impuestas por el suelo
Los riesgos de predación deben ser reducidos	
Los terrenos de dunas y ciertos terrenos agrícolas presentan buenas condiciones para las siembras	
Adecuada estacionalidad (lluvias)	
Factores culturales	
Las especies deben ser de semilla relativamente grande, de alto poder germinativo, alta disponibilidad y coste adecuado	No hay limitaciones por razón de la especie
Especies de luz con crecimiento rápido inicial	Las espesuras iniciales se garantizan y gradúan con seguridad. La masa tendrá poda natural tardía o requerirá de podas artificiales
La competencia con el matorral en las primeras edades debe ser reducida	
Las altas espesuras serán compatibles con el objeto de la repoblación	
En zonas sin vegetación preexistente el temperamento de la especie a introducir será robusto	
Factores sociales	
Requiere de poca mano de obra y no especializada en su ejecución	Requiere mano de obra abundante y especializada para la ejecución
Impone períodos de acotamiento al pastoreo más largos	Los acotamientos al pastoreo son más reducidos que con las siembras
Factores económicos	
Es más barata en conjunto, aunque con resultados más inciertos	La ejecución será más cara pero de resultados más seguros
Necesita de más semilla y esta debe ser de calidad adecuada	La cantidad de semilla necesaria será menor, lo que permite un mejor control de calidad y procedencia
Los cuidados culturales a aplicar en el primer turno serán superiores que en las plantaciones, salvo en siembras que se realizan por puntos	Requiere de una buena red de viveros forestales
	El coste de los cuidados culturales se abarata en función de la densidad inicial

teniendo en cuenta que a igual densidad el marco puede ser variable. Esta característica de una repoblación sigue siendo uno de los temas más debatidos cuando se analiza el diseño de una repoblación, ya que hay opiniones diferentes, algunas de ellas incluso contrapuestas. La densidad inicial o ideal de la masa a crear, pura o mixta, se debe de proponer inmediatamente después de elegir especie o especies, y el método de repoblación, considerando una

serie de factores selvícolas y económicos que a continuación se analizan. Sin embargo, las decisiones relativas al desbroce y a la preparación del suelo, y sus condicionantes, pueden hacer necesario modificar dicha propuesta, de modo que no resulte coincidente la densidad definitiva con la densidad inicial.

La densidad inicial se propone, en principio, con el marco más homogéneo posible. La densidad final tendrá un marco condicionado por la geometría del desbroce y de la preparación del suelo, que podrá ser diferente del marco inicial, pero que será también lo más homogéneo posible. Por simplicidad, en este epígrafe se discute la decisión sobre densidad inicial en un rodal concreto, con condiciones estacionales homogéneas, con objetivo preferente igual en toda su superficie y con futuro tratamiento, por tanto, también homogéneo. En extensiones grandes, con variedad de rodales definidos, la composición específica y la densidad inicial pueden y debe variar de unos rodales a otros.

La determinación de la densidad está condicionada por los objetivos que se pretenden con la repoblación, y por una serie de factores selvícolas, económicos y sociales (Serrada 2000).

Para proponer la densidad inicial se analizan en primer lugar los factores selvícolas, entre los que hay que considerar los siguientes:

- **Temperamento** de la especie de la especie o especies elegidas. Las especies tolerantes resisten mejor la competencia intraespecífica por lo que pueden y deben ser introducidas con densidades más altas. En ellas, la poda natural no es muy activa y conviene reforzarla con el mantenimiento de una alta espesura. Se puede argumentar en sentido contrario con las especies de luz.
- **Estrategia reproductora**. La posibilidad de la especie introducida de brotar de cepa o de raíz condiciona la posible reducción de competencia futura. La densidad de introducción deberá ser, en principio, superior a la que corresponda al fustal regular maduro en espesura normal de la especie, por tanto, es previsible efectuar claras a lo largo de la vida de la masa. Si la especie puede brotar de cepa o de raíz, la ejecución de claras llevará aparejado el brote de los pies apeados por lo que la reducción de la competencia por el agua y los nutrientes del suelo será escasa si no se arrancan o se tratan con fitocidas las cepas. Este hecho condiciona que, si se emplean estas especies, la densidad inicial deba ser relativamente menor.
- **Porte específico y forestal** de las especies introducidas. A igualdad de temperamento y capacidad de brote, las especies cuya forma de copa sea recogida o fusiforme deberán ser introducidas con mayor densidad para conseguir cuanto antes la tangencia de copas. El parecido porte de las especies forestales arbóreas españolas no hace de este factor un elemento decisorio importante en nuestro país. Sin embargo, la alternativa de introducir especies arbustivas, con desarrollo lateral de copa en madurez reducido respecto de las especies arbóreas, obliga, para conseguir en su máximo desarrollo la espesura completa, el empleo de muy altas densidades.

Entre los factores económicos hay que estudiar los siguientes:

- **Objetivo preferente de la repoblación**. Este es el factor más determinante en la decisión sobre la propuesta de densidad inicial, al igual que sobre la composición

específica. De hecho, los factores selvícolas únicamente matizan el intervalo que debe ser deducido de la densidad ligada al objetivo preferente. Así, las repoblaciones protectoras frente a la erosión deben alcanzar cuanto antes la espesura completa y la graduación de la misma será un elemento fundamental en el desempeño futuro de su función, por tanto deberán tener una densidad inicial relativamente más alta. En las repoblaciones productoras, el aumento de su rentabilidad pasa por minimizar los costes de los tratamientos de modo que la ejecución de claras precoces será siempre inconveniente. En este caso la densidad inicial se ajustará para obtener rentabilidad en las primeras claras y posibilitar la poda natural, pero será, en términos relativos, más baja. Cuando se pretenda preferentemente con la repoblación avanzar en la sucesión vegetal e incrementar la biodiversidad, la densidad inicial tiende a ser baja para favorecer la colonización espontánea de otras especies arbóreas o arbustivas sin necesidad de aplicar claras precoces.

- **Existencia de mercado para maderas finas** procedentes de las claras. Ligado al anterior factor. Especies como el nogal, de alto valor en madurez, no tienen apreciación con diámetros pequeños, por lo que sus repoblaciones se hacen con densidades iniciales muy parecidas a las del final del turno. Otro ejemplo en este sentido son las choperas.
- **Coste de las operaciones de repoblación**. Las preparaciones del suelo para la repoblación puntuales, que llevarán asociados desbroces también puntuales, tienen un costo directamente proporcional, en mayor influencia que los lineales o a hecho, a la densidad de introducción. A igualdad de todos los factores estudiados anteriormente, si se aplican los procedimientos puntuales las densidades pueden tender a disminuir.
- **Previsión suficiente de que se efectuarán las claras**. La composición específica de la repoblación y su densidad inicial están, lógicamente, orientadas por el tratamiento selvícola, mejora e incluso regeneración, que la masa va a requerir. En el momento de repoblar se puede hacer una previsión, a través del estudio del tipo de propiedad del monte, de la mayor o menor seguridad en la aplicación de cuidados culturales posteriores. A igualdad de todos los factores, cuando, por ejemplo en un monte de propiedad particular, sea poco previsible la ejecución de claras en el futuro, se optará por densidades relativamente bajas de repoblación.

En la tabla 10.5 se describen las principales ventajas e inconvenientes de las densidad bajas y altas, aunque una vez expuestos los factores a analizar para razonar sobre la determinación de la densidad inicial, y que son los que sirven para elegir entre los valores extremos que la experiencia aconseja, la densidad propuesta debe ser función del objetivo preferente y de la especie y estación, por supuesto en forma de horquilla, y que se transcriben a más adelante.

La forma de introducir las nuevas especies en la repoblación forestal es la que sirvió para clasificar los métodos de repoblación descritos en epígrafe anterior: siembras y plantaciones. Teniendo en cuenta estos factores, y una vez elegida la especie o especies de repoblación, su procedimiento de introducción (capítulo 16), se puede definir la densidad inicial de la nueva masa, expresada en número de pies por unidad de superficie.

Tabla 10.5. Ventajas e inconvenientes de las densidades bajas y altas en repoblaciones forestales (adaptado de Serrada 2000).

Densidades bajas	Densidades altas
Ventajas	
1. Menor coste de establecimiento de la repoblación (aunque la densidad y el coste no son proporcionales). 2. Se pueden lograr diámetros y/o formas mayores o más adecuadas en un tiempo menor, y más acordes al objetivo de la repoblación (por ejemplo, dehesas). 3. Los árboles pueden aumentar su producción (por ejemplo de frutos) y a una edad más temprana. 4. Se puede favorecer el establecimiento y el desarrollo de la vegetación acompañante, lo que proporciona diversidad a la repoblación (aunque también competencia y aumento del riesgo de incendios).	1. Las copas se cierran antes lo que resultan en una menor competencia de las malezas y reduce los costes de mantenimiento. 2. Mejora de la calidad de los fustes (fustes más rectos, menos ramas, y poda natural temprana) 3. Mayor volumen de madera durante los primeros años. 4. Mayor número de individuos, lo que permite una mejor selección de individuos del porvenir, y permite un porcentaje de pérdida de individuos a lo largo del mantenimiento de la repoblación.
Desventajas	
1. Puede aumentar la competencia de la vegetación acompañante, y los costes de mantenimiento de la repoblación (en particular por el control de malezas). 2. La calidad del fuste es peor, al tender a portes menores y formas más cónicas. 3. Mayor peligro de incendio. 4. Reducción de efecto hidrológico-protector de la repoblación.	1. Aumento de las labores de preparación del terreno, siembra o plantación, lo que suponen un encarecimiento de la repoblación. 2. Puede requerir tratamientos de clareos muy tempranos para evitar problemas en el crecimiento de los árboles del porvenir. 3. Restricciones al acceso de maquinaria para las labores iniciales de mantenimiento de la repoblación (cuando éstas sean necesarias). 4. El crecimiento en altura puede reducirse a densidades extremadamente altas o bajas. Afortunadamente, las densidades de plantación de árboles más comúnmente utilizados se encuentran dentro de un rango que no debe reducir la altura de los árboles dominantes.

El espaciamiento correspondiente a esta densidad es el que define la geometría de las operaciones de desbroce y de preparación del suelo cuando se utilizan plantaciones y siembras por puntos. Una vez establecidas las densidades de plantación, estas pueden variar con el diseño definitivo en el terreno, lo cual vendrá condicionada fundamentalmente por el objetivo de la plantación. Estos criterios de densidad son principalmente (Abellanas 1994):

- **Densidad homogénea en toda la repoblación.** Son propias de repoblaciones con niveles bajos de manejo, donde no conviene complicar excesivamente los trabajos de diseño o plantación (por ejemplo, una plantación pura de encina); o por el contrario en los modelos de alta intervención con objetivo principal productor donde se hacen plantaciones regulares a marco casi definitivo (por ejemplo, una plantación productora de castaño).

- **Densidad heterogénea por rodales.** Este diseño es propio de plantaciones mixtas o terrenos que presentan una fuerte irregularidad en la calidad de estación. En el primer caso sirve para crear formaciones vegetales en mosaico que favorecen la presencia de especies de fauna y aumentan la calidad ambiental de las plantaciones (zonas de refugio, rodales protectores de ganado, etc.). En el segundo caso puede darse la circunstancia de una parcela de calidad de estación variable, siendo necesario adaptar la densidad, y en algunos casos también la especie, a esa variedad de calidades.
- **Densidad heterogénea, con variación gradual en función de algún cambio en el medio.** Se trata de un caso análogo al anterior pero ahora la variación de la densidad no se hace por rodales, sino adaptando las densidades según cambian las condiciones del medio (posición de la plantación en la ladera, profundidad del suelo, humedad, exposición, etc.).
- **Variaciones puntuales o líneas de la densidad.** Dada la variedad de circunstancias que se encuentran en las fincas agrícolas, puede ser necesario en determinadas circunstancias modificar las densidades de forma puntual, por condiciones tales como localización de infraestructuras (líneas de alta tensión, puntos de agua, casas, etc.).

El logro de la densidad final diseñada en el proyecto requiere de un buen diseño previo, teniendo la precaución de que la densidad sea siempre la prevista, por lo que cualquier modificación de la misma se hará aumentado la densidad y nunca reduciéndola. Un consejo práctico es prever en el momento de la plantación una densidad definitiva mayor en un 5 a 10% de la densidad mínima recomendada. Con ello, si la plantación se hace de forma adecuada, se puede obtener una densidad final siempre por encima de la exigida, asegurando el cobro total de las ayudas y evitando la reposición de marras

4.2. Distribución espacial o marco

La forma de materializar la densidad deseada no tiene ninguna complicación. La distribución de las plantas, en principio, puede ser de manera regular o irregular, en donde las distancias entre las mismas sean variables. Esta distribución irregular, o también llamada al azar, es la recomendable para las repoblaciones de carácter protector cuya técnica de preparación del suelo haya sido puntual. La irregularidad en la distribución de los pies confiere a la masa un carácter más natural. Otra distribución irregular muy utilizada es la plantación en grupos o "núcleos de dispersión" propuestos en diferentes tipo de repoblación (Rey-Benayas *et al.* 2015). Los marcos regulares pueden ser: marco real o cuadrado, rectangular y triangular o al tresbolillo. En el primer sistema las plantas se sitúan en los vértices de cuadrados cuyos lados determinan el espaciamiento de la plantación (figura 10.16).

La relación entre la densidad y el marco de plantación regular elegido responde a la siguiente expresión (tabla 10.6):

$$\text{Densidad} = [\text{número polígonos por hectárea} \times \text{número de vértices del polígono}] / \text{número de polígonos que comparten un vértice}$$

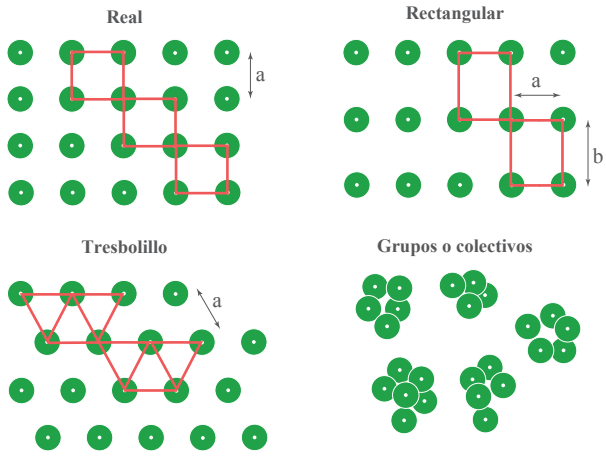


Figura 10.16. Esquema de marcos de plantación regulares e irregulares utilizados en trabajos de repoblación forestal.

Tabla 10.6. Relación entre la densidad y las dimensiones del marco de plantación según el tipo de marco de plantación regular elegido (a y b en metros).

Marco	Número de vértices por polígono	Número polígonos que comparten el vértice	Número polígonos por hectárea	Densidad
Real	4	4	$10000 / a^2$	$10000 / a^2$
Rectangular	4	4	$10000 / (a \times b)$	$10000 / (a \times b)$
Tresbolillo	3	6	$10000 / (a^2 \times 0{,}433)$	$(10000 / a^2) \times 1{,}154$

Cuando se trata de plantaciones o de siembras por puntos, se determina, según el caso: el lado del marco real o cuadrado correspondiente; los lados de una retícula rectangular; los lados de una retícula doble rectangular. Una de las dimensiones siempre será la distancia entre plantas dentro de las filas (*a*), cuyo valor normalmente ha variado en repoblaciones protectoras entre los 2-3 m, aunque en filas en que se intercalan dos especies de muy diferente crecimiento inicial y temperamento, se puede reducir a 1,5 m, con lo que esta dimensión no será necesariamente constante en todo el rodal. Incluso se puede plantear una separación mínima de 1 m cuando se utilicen preparaciones mecanizadas puntuales. La otra dimensión será la separación entre filas (*b*), condicionadas por la ejecución de las operaciones de desbroce y preparación del suelo. Las preparaciones puntuales son las que más oportunidades ofrecen para realizar marcos reales o más homogéneos.

La líneas de plantación o siembra, separadas la distancia *b*, se disponen habitualmente en curva de nivel. La colocación al tresbolillo obliga a complicados replanteos en el monte, aumentando a igualdad de espaciamiento, un 15% la densidad resultante respecto de un marco cuadrado. Por ello, la alternativa de más fácil replanteo es un marco real o rectangular desfasado, que compone una red de triángulos isósceles (figura 10.16). Otra

alternativa es usar un marco de doble rectángulo, con separación variable (alternando *b* y *c*) entre líneas de plantación, distancias condicionadas por la maquinaria a usar, pendiente del terreno y anchura de las entre fajas sin desbrozar en su caso (tabla 10.6).

Al realizar marcaciones en sitios con pendiente, sobre todo en preparaciones lineales, hay que tener la precaución de corregir la distancia entre líneas de labor para evitar problemas en las mediciones posteriores (figura 10.17), de tal manera que:

$$\text{Distancia en el terreno} = \text{Distancia en el plano} / \cos \beta$$

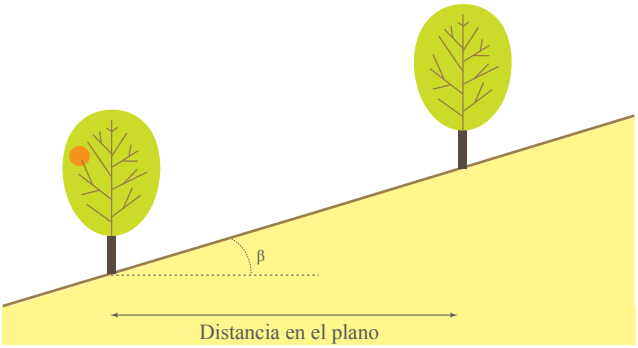


Figura 10.17. Variación de la distancia en la línea de máxima pendiente según la pendiente del terreno.

Como ejemplo de la variación que puede experimentar los marcos de plantación con la pendiente del terreno se ofrecen unos valores en la tabla 10.7.

Tabla 10.7. Relación entre la densidad y las dimensiones del marco de plantación según el tipo de marco de plantación regular elegido.

Pendiente (m)		Distancia plano (m)						
%	grados	2	3	4	5	6	7	8
17	10	2,03	3,05	4,06	5,08	6,09	7,11	8,12
27	15	2,07	3,11	4,14	5,18	6,21	7,25	8,28
36	20	2,13	3,19	4,26	5,32	6,39	7,45	8,51
46	25	2,21	3,31	4,41	5,52	6,62	7,72	8,83
57	30	2,31	3,46	4,62	5,77	6,93	8,08	9,24
70	35	2,44	3,66	4,88	6,10	7,33	8,55	9,77

Los marcos de plantación pueden complicarse notablemente como en el caso de la restauración de riberas, donde algunos autores proponen módulos de plantación que se combinan aleatoriamente o en plantaciones con el empleo de especies principales y accesorias en el contexto de plantaciones de especies de madera de alta calidad (Buresti y Mori 1999; Cisneros *et al.* 2002).

4.3. Valores habituales de densidad inicial para repoblaciones según objetivos preferentes de la repoblación

La amplia experiencia repobladora en España suministra unas cifras sobre las densidades más adecuadas en función del objetivo de la repoblación y del tipo de especies empleadas, que se apuntan a continuación en forma de intervalos, dentro de los cuales se elige considerando los factores que se han presentado anteriormente (Serrada 2000):

- **Repoblaciones protectoras frente a la erosión.** Para coníferas en masa pura resulta razonable utilizar entre 2000 y 3000 pies ha^{-1}, pudiendo bajar hasta valores del orden de 1600 en casos especiales. Las especies de frondosas, dado su lento crecimiento inicial, se introducirán para estos fines en masa mixta con coníferas, con densidades que oscilarán entre 400 y 1000 pies ha^{-1}. Anteriormente se ha recomendado que en las repoblaciones protectoras se utilice una mezcla de especies y que se emplee un marco lo más regular posible. Si tomamos como referencia una densidad de 2500 pies ha^{-1}, en marco de 2 × 2 m, para una repoblación mixta protectora, del orden de 2000 pies ha^{-1}, más concretamente 1875 pies ha^{-1}, corresponderán a una conífera, normalmente introducida por plantación, que con un desarrollo rápido inicial protegerá el suelo con eficacia y posibilitará el crecimiento en sombra de la especie de frondosa, que con una densidad del orden de 500 pies ha^{-1}, más concretamente 625 pies ha^{-1} o marco de 4 × 4 m, será introducida indistintamente por siembra o plantación y que parte con una espesura concordante con la que le correspondería a un fustal joven monoespecífico de la misma especie. Se responde con esta forma de proceder a la estabilidad a largo plazo de la masa creada, a la vez que a la eficacia a corto plazo en su función protectora. Las relativamente altas densidades que se proponen, así como la mezcla inicial de especies no repercuten en incrementos importantes en los costos de ejecución material, sobre todo cuando se utilizan preparaciones del suelo mecanizadas en líneas o a hecho, siendo esta economía un motivo para aconsejar la introducción simultánea de las dos especies. Ahora bien, cuando se emplean preparaciones puntuales, mecanizadas o no, la densidad propuesta puede conducir a presupuestos de ejecución material ciertamente altos y se entenderán como más razonables densidades totales del orden de 1600 pies ha^{-1}. Este será el caso cuando se realizan banquetas con microcuenca. Si la densidad de estas estructuras baja de la cifra de 1600 pies ha^{-1}, y la longitud de la banqueta es mayor o igual a 80 cm, para no perder densidad inicial de introducción de plantas y cuando se emplean dos especies, una conífera y una frondosa, puede resultar razonable plantar en cada banqueta y en sus extremos, dos plantas, una de cada especie. Aunque la separación entre plantas pueda parecer escasa, dado el diferente temperamento y crecimiento inicial de ambas especies, la competencia intensa entre ambas puede tardar mucho en manifestarse.
- **Repoblaciones protectoras para mejorar la biodiversidad.** En este caso la elección habrá recaído en dos, tres o cuatro de las especies compatibles con la estación. El objetivo de que la espesura no resulte inconveniente para la aparición espontánea de otras especies leñosas, todo ello sin necesidad de aplicar claras, recomienda densidades iniciales para el conjunto de las especies a introducir del orden de 1000 pies ha^{-1}. El marco más reducido será de 3 × 3 m (1111 pies ha^{-1}) y el marco más amplio será de 4 × 4 m (625 pies ha^{-1}).

- **Repoblaciones productoras de madera.** En este caso, las referencias de densidad, concordantes con la espesura normal al final del turno en cada caso, se comentan las de las especies más usuales:
  - Género *Eucalyptus* de 1600 a 625 pies ha^{-1}, siendo la cifra mayor para la mejor calidad de estación en comarcas del norte peninsular. En las peores estaciones del norte se recomiendan 1.100 pies ha^{-1}. En el sudoeste peninsular, las mejores estaciones se plantan con 950 pies ha^{-1} y las peores con 625 pies ha^{-1}.
  - *Pseudotsuga menziesii* de 800 a 1100 pies ha^{-1}.
  - *Pinus radiata* de 2000 a 2200 pies ha^{-1}.
  - Género *Populus* de 278 a 400 pies ha^{-1}.
  - *Castanea sativa* de 625 a 1100 pies ha^{-1}, con tratamiento futuro en monte bajo regular, valores inferiores para las peores calidades de estación.
  - *Fagus sylvatica* y género *Quercus* densidades entre 800 y 1000 pies ha^{-1} Estas especies, de crecimiento inicial y futuro lento, y cuando tienen como función preferente la creación de montes altos regulares, pueden introducirse en la fase inicial con una especie acompañante de temperamento robusto en densidad igual a la de la especie principal, con un doble propósito: desde el punto de vista selvícola, que la especie acompañante favorezca el crecimiento longitudinal, la poda natural y evitar bifurcaciones sobre los pies de la especie principal; desde el punto de vista económico, la anticipación de rentas mediante dos claras sobre la especie acompañante, que con la última queda completamente extraída en el primer tercio del turno de la especie principal. La especie acompañante más frecuente para el haya será el pino silvestre. Para los robles genuinos puede ser el pino gallego o el pino silvestre.
  - *Pinus sylvestris* y *P. nigra* del orden de 2000 pies ha^{-1}, lo que conduce a que la primera clara pueda ser autofinanciable a la edad de unos 25 años.
  - *Pinus pinaster* y *P. pinea* entre 1000 y 2000 pies ha^{-1}, en función del turno y de la calidad de estación.
  - *Pinus halepensis* alrededor de 1600 pies ha^{-1}, en el muy improbable caso de que se pretenda con esta especie una producción preferente de tipo maderable.

- **Repoblaciones productoras de productos no maderables.** Las producciones directas no maderables están ligadas a la posibilidad de existencia o compatibilidad estacional de especies determinadas:
  - *Quercus suber* para producción preferente de corcho. En el caso de las repoblaciones cuya especie principal es el alcornoque para producción de corcho la densidad inicial mínima de esta especie debe ser del orden de 300-400 pies ha^{-1}. También puede ser recomendable introducir como una especie acompañante o auxiliar, para propiciar un adecuado desarrollo longitudinal del alcornoque, entre 800 y 1000 pies ha^{-1} de pino rodeno o de pino piñonero, que es paulatinamente extraída con las claras que se efectúan entre los 20 y los 40 años a partir de la repoblación para dejar una masa pura de alcornoque cuando se alcanza la edad del primer descorche.

- *Castanea sativa* para producción preferente de fruto. En este caso, dado que la repoblación se efectúa con pies injertados y que la espesura normal es espesura incompleta, la densidad inicial y la final tienden a ser semejantes, entre 278 y 400 pies ha^{-1}. Valores similares se pueden considerar para nogales con producción preferente de fruto.
- *Pinus pinea* para producción preferente de fruto. En este caso se plantean dos posibles alternativas: plantación inicial sin posterior injerto, con densidad inicial recomendable del orden de 800 pies ha^{-1}; plantación inicial con posterior injerto a realizar en la mitad o un tercio de los pies introducidos, con lo que la densidad inicial será superior, del orden de 1100 pies ha^{-1}.
- *Pinus pinaster* para producción preferente de resina. Este caso, dada la crisis actual del sector resinero, es muy poco probable, aunque a partir de 2012 parece que ha subido la demanda. Siendo la espesura normal una espesura incompleta con una cifra de pies resinados en madurez del orden de 300 pies ha^{-1}, la densidad inicial en este caso será entre 800 y 1000 pies ha^{-1}.
- *Quercus ilex* como especie principal para formación de dehesas. Se pueden formular propuestas concretas de densidad para tres posibles casos de elección de especie (Serrada 1999, ver casos prácticos 5 y 11):
  - Masa pura de encina: densidad mínima admisible de 300 pies ha^{-1} en zonas desarboladas, marco de 5 × 6 m.
  - Masa mixta de encina y de otra u otras especies secundarias como alcornoque, quejigo, castaño o pino piñonero: densidad total recomendable de 800 pies ha^{-1}, marco de 3,5 × 3,5 m, con la mitad de los pies como mínimo de encina y el resto para la especie o especies secundarias.
  - Masa mixta de encina como especie principal y de pino piñonero o pino rodeno como especies auxiliares: densidad mínima total de 1111 pies ha^{-1}, marco de 3 × 3 m, alternando pies de encina y pino dentro de cada fila, desfasando con la fila siguiente; densidad recomendable de 1600 pies/ha, marco de 2,5 × 2,5 m, con la misma distribución que en la propuesta anterior, de modo que el marco inicial de cada especie sea de 2,5 × 5 m, lo que permite, con extracciones sistemáticas del 50%, alcanzar marcos definitivos o transitorios de 5×5 m para cada especie. En este caso, la densidad máxima total estará en los 2000 pies ha^{-1}, marco de 2 × 2,5 m.

Se hace notar que el debate, entre los técnicos forestales, sobre la densidad inicial de introducción para las repoblaciones forestales, ha sido constante a lo largo del tiempo y todavía hoy permanece abierto. Las normas autonómicas que han desarrollado el Real Decreto 378/93 y siguientes sobre forestación de tierras agrarias, han dado directrices, no siempre concordantes entre regiones, de diferente cuantificación de esta densidad inicial.

BIBLIOGRAFÍA

Abellanas (1994) Apuntes de selvicultura Mediterránea. ETSIAM, Universidad de Córdoba, Córdoba

Acebal R (1885) Los trabajos en la Montaña de Covadonga. Rev Montes 191:1-9

Allué JL (1990) Atlas Fitoclimático de España. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Madrid

Alvarez-Calvente M (2001) Paisaje forestal andaluz ayer y hoy. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla

Anónimo (1886) La repoblación de los montes de España. Rev Montes 223:199-210

Artigas P (1890) Selvicultura o Cria y cultivo de los montes. Imprenta de Moreno y Rojas, Madrid.

Baatz M, Schäpe M (2000) Multiresolution segmentation-An optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. En: Strobl J, Blaschke T, Griesebner G (eds.), Angewandte Geographische Informations-Verarbeitung XII. Wichmann Verlag, Karlsruhe, pp. 12-23

Barnes BV, Pregitzer KS, Spies TA, Spooner VH (1982) Ecological forest site classification. J Forest 80(8): 493-498

Brañas M (1962) Repoblaciones efectuadas por siembra con la especie P. pinaster en la provincia de Cáceres. II Asamblea Técnica Forestal. Madrid, pp 482-486

Buresti E, Mori P (1999) La doppia pianta: un assicurazione sulla farnia come specie principale. Sherwood 47: 7-13

Carreras-Egaña C, Sánchez Hoyos P (1997) Siembras profundas con ayuda de tubos protectores. Resultados en ensayos comparativos de siembras y plantaciones bajo condiciones áridas en Vélez-Rubio. En: SECF (ed) 2 Congreso Forestal Español. Pamplona

Castejón MA, Sánchez F, Elena-Roselló R (1998) SIGREFOR. Sistema de Información Geográfica para la reforestación. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid

Catalán G (1991) Semillas de árboles y arbustos forestales. ICONA, Madrid

Cisneros O, Cañellas I, Montero G, Hernández A, Frias M, Vallejo R (2002). Manual de selvicultura para plantaciones de especies productoras de madera de calidad. INIA, Madrid

Codorniu R (1908) Las dunas de Guardamar. Rev Montes 754:445-451

Codorniu R (1900) Apuntes relativos a la repoblación forestal de la Sierra de Espuña. Murcia

Cruz A, Medrano J, Nicolás J (1977) Siembra. En: Navarro-Garnica M (ed) Técnicas de forestación 1975, 2.a ed. ICONA, Madrid, pp 101-106

de Seoane CLV, Fernández JBG, Pascual CV (2007) Manual de restauración de dunas costeras. Dirección General de Costas, Madrid

De Simón E (1990) Restauración de la vegetación de las cuencas mediterráneas: repoblaciones en zonas áridas. Ecología Fuera de Serie 1:401-427

Díaz-Raviña M, Martín A, Barreiro A, Lombao A, Iglesias L, Díaz-Fierros F, Carballas T (2012) Mulching and seeding treatments for post-fire soil stabilisation in NW Spain: short-term effects and effectiveness. Geoderma 191:31-39

Edwards W, Newman JR (1982) Multi-Attribute Evaluation. Edit. Sage, Beverly Hills, CA

Elena Roselló R (1993) Clasificación biogeoclimática territorial de España (CLATERES): una herramienta de utilidad para planificar la reforestación en España. Montes 33: 50-56

Enciso E, Martínez-Sanz F (2013) Ensayos de restauración mediante siembras directas con Pinus Pinaster Ait. en terrenos incendiados. En: SECF (ed) 6 Congreso Forestal Español. Vitoria, p 12

Forestry Commission (2011) Forests and Landscape. UK Forestry Standard Guidelines. Forestry Commission, Edimiburgo

García-Salmerón J (1967) Erosión eólica. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, Madrid

González-Molina J, Piqué-Nicolau M, Vericat-Grau P (2006) Manual de ordenación por rodales: gestión multifuncional de los espacios forestales. Centre Tecnológic Forestal de Catalunya, Solsona

Guijarro M, Madrigal J, Hernando C, et al. (2017) Tratamientos de estabilización de emergencia en áreas quemadas de matorral de Galicia: Efectos sobre el riesgo de inicio de incendio a los 3 y 5 años. En: SECF (ed) 7 Congreso Forestal Español. Plasencia, p 13

Guzmán JR, Navarro Cerrillo R, Contreras I (2005) Ensayo comparativo entre diferentes sistemas de siembra de pino resinero (Pinus pinaster) después de un incendio. En: SECF (ed) 4 Congreso Forestal Español. Zaragoza, p 6

Hernández-Clemente R, Navarro Cerrillo RM, Gitas IZ (2009) Monitoring post-fire regeneration in Mediterranean ecosystems by employing multitemporal satellite imagery. Int J Wildland Fire 18(6):648-658

Hernando A, Arroyo LA, Velázquez J, Tejera R (2012) Objects based image analysis for mapping Natura 2000 habitats to improve forest management. Photogramm Eng Rem S 78:991- 999

Holmgren P, Thuresson T (1998) Satellite remote sensing for forestry planning—a review. Scand J Forest Res 13(1-4):90-110

Janssen R, Goosen H, Verhoeven ML, Verhoeven JTA, Omtzigt AQA, Maltby E (2005) Decision support for integrated wetland management. Environ Model Softw 30:215–229

Jordana J (1896) Estadística de las siembras y plantaciones verificadas en los montes públicos y cabeceras de las cuencas hidrológicas desde la publicación de la ley de 11 de julio de 1877 hasta el fin del año forestal de 1894-95. Imprenta de Ricardo Rojas, Madrid

Laguna M (1864) Memoria de reconocimiento de la Sierra de Guadarrama desde el punto de vista de repoblación de sus montes. Imprenta Nacional, Madrid

Llauradó A (1892) Repoblaciones forestales con especies resinosas. Montes 370:279

Lucas FJ, Oliet J, González P, Serrada R (2012) Quercus pyrenica. En: Pemán García J, Navarro Cerrillo RM, Nicolás Peragón JL, Prada Sáez MA, Serrada Hierro R (eds.) Producción y manejo de semillas y plantas forestales. Tomo II. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp. 278-304

Madariaga JA (1909) Repoblación forestal. Medios de dar valor a eriales y terrenos pobres. Imprenta Alemana, Madrid

Martinez Sanz F, Enciso Encinas E (2017). Innovations in direct seeding: new Spanish techniques in forest lanscape restoration. Forêt méditerranéenne XXXVIII:3

Mendoza JG, Olmo RM (2002) Repoblación forestal y territorio (1940-1971). Marco doctrinal y estudio de la Sierra de los Filabres (Almería). Ería, 58, 129-155.

Mollot LA, Bilby RE (2008) The use of geographic information systems, remote sensing, and suitability modeling to identify conifer restoration sites with high biological potential for anadromous fish at the Cedar River Municipal Watershed in western Washington, USA. Restor Ecol 16(2):336-347

Montoya Oliver JM (1988) Encinas y encinares. Ed. Mundi-Prensa, Madrid

Navarro Cerrillo RM, Senra F (1999) Aplicación de un sistema de información geográfica para el apeo de estaciones forestales en el monte de suerte Lentisco (Córdoba). Montes 56:13-22

Navarro Cerrillo RM, Guzmán Álvarez JR, Clavero-Rumbaó I, Ceaceros C (2013) A Spatial pattern analysis of landscape changes between 1956-1999 of Pinus halepensis Miller plantations in Montes de Malaga State Park (Andalusia, Spain). Appl Ecol Environ Res 11(2):293-311

Navarro Cerrillo RM, Martínez Suárez A (1997) Las marras producidas por ausencia de cuidados culturales. Cuad Soc Esp Cien For 4:43-57

Navarro FB, Jiménez MN, Ripoll MÁ, Fernández-Ondoño E, Gallego E, de Simón E (2006) Direct sowing of holm oak acorns: effects of acorn size and soil treatment. Ann Forest Sci 63(8):961-967

Oñoro F, Villar-Salvador P, Dominguez-Lerena S (2001) Influencia de la siembra y plantación con dos tipos de tubos protectores en el desarrollo de una repoblación de Quercus faginea Lam. En: SECF (ed) 3 Congreso Forestal Español. Granada, p 5

Pemán J, Navarro Cerrillo RM (1998). Repoblaciones Forestales. Universitat de Lleida, Lleida

Peman J, Voltas J, Gil-Pelegrin E (2006) Morphological and functional variability in the root systems of Quercus ilex L. subject to confinement: consequences for afforestation. Ann For Sci 63:425–430

Pemán J, Chirino E, Espelta JM, Jacobs DF, Martín-Gómez P, Navarro Cerrillo RM, Oliet J, Vilagrosa A, Villar-Salvador P, Gil-Pelegrín E (2017) Physiological keys for natural and artificial regeneration of oaks. En: Gil-Pelegín E, Peguero J., Sancho-Knapik D (eds) Oaks Physiol. Ecol. Explor. Funct. Divers. Genus Quercus L. Springer Nature, Cham, pp 453-512

Prévosto B, Reque JA, Ripert C, et al. (2015) Semer les chênes méditerranéens Quercus ilex, Quercus pubescens : pourquoi, comment et avec quelle réussite ? Forêt Méditerranéenne XXXVI:1-14

Regato P, Castejón M, Tella G, Elena-Rosello R, Giménez S, Barrera I (1999). Cambios recientes en los paisajes de los sistemas forestales mediterráneos de España. Forest Systems 8(3):383-398

Rey-Benayas JM, Martínez-Baroja L, Pérez-Camacho L, Villar-Salvador P, Holl KD (2015) Predation and aridity slow down the spread of 21-year-old planted woodland islets in restored Mediterranean farmland. New For 46(5-6):841-853

Reynolds KM, Rodriguez S, Bevans K (2003) User guide for the ecosystem management decision support system, Version 3.0; Environmental Systems Research Institute: Redlands, CA, USA

Rivas-Martínez S (1987) Memoria del mapa de series de vegetación de España [escala] 1: 400.000. ICONA, Madrid

Romero A, Aramburu M (2005) Estudio comparado de la repoblación forestal mediante la técnica de siembra profunda superficial frente a otras de plantación y siembra. En: SECF (ed) 4 Congreso Forestal Español. Zaragoza, p 9

Rottle N, Yocom K (2017) Basics landscape architecture 02: Ecological Design. Bloomsbury Publishing

Ruiz de la Torre J (1990) Mapa Forestal de España. Memoria General. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid

Ruiz de la Torre J (1996) Manual de la flora para la restauración de áreas críticas y diversificación en masas forestales. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Sevilla

Sanz-Pastor J (1955) Repoblaciones por siembra. Montes 62:135-137

Serrada R (1999) La elección de especie y de densidad en las forestaciones para dehesas. Congreso sobre Forestación en las Dehesas. Instituto del Corcho, la Madera y el Carbón (Iprocor). Junta de Extremadura, Mérida

Serrada R (2000) Apuntes de Repoblaciones Forestales. EUITF. Fundación Conde Valle de Salazar, Madrid

Serrada R, Montero G, Reque J (2008) Compendio Selvicultura Aplicada en España. INIA, Madrid

Staus NL, Strittholt JR, Dellasala DA (2010) Evaluating areas of high conservation value in Western Oregon with a decision-support model. Cons Bio 24:711–720

Vega J, Fernández-Filguera C, Fonturbel T (2013) Comparación de la eficacia de la siembra y del mulching + siembra para reducir la erosión en un área quemada de Galicia. En: SECF (ed) 6 Congreso Forestal Español. Vitoria, p 13

Wang J, Chen J. Ju W, Li M (2010) IA-SDSS: A GIS-based land use decision support system with consideration of carbon sequestration. Environ Model Softw 25:539–553

Capítulo 11
Elección de especies

Rafael SERRADA HIERRO, Rafael M NAVARRO CERRILLO,
Juan PICOS MARTÍN, Jesús PEMÁN GARCÍA

1. Introducción

La elección de la especie o de las especies del proyecto de repoblación es una decisión trascendente en su desarrollo, porque las especies que conformarán la masa forestal futura son las que perdurarán en el tiempo, a diferencia del resto de las otras decisiones del proyecto. El proceso de elección de especies en el proyecto de repoblación puede ser relativamente sencillo o más complicado según el objetivo que se pretenda en la repoblación y las características de la estación. Entre los diferentes proyectos que pueden plantear la necesidad de realizar una elección de especies se pueden citar los siguientes:

- Regeneración artificial de una masa preexistente y de restauración de masas incendiadas recientemente, ambos denominados a veces segundas repoblaciones, y siempre que no se desee cambiar la especie principal. La identificación de especies compatibles y la elección de la o las que poblarán el rodal no plantea ningún problema: la especie será la misma que poblaba el monte y será fácil asegurar, en principio, una buena adaptación (figura 11.1).
- Densificación de masas en donde no se requiere el cambio de la especie principal ante el abandono de uno de sus usos preferentes, generalmente el pastoral. Es muy típico en formaciones adehesadas de encinas (*Quercus ilex*), alcornoques (*Q. suber*) o rebollares (*Q. pyrenaica*) (figura 11.2). Tampoco presenta problemas este caso.
- Repoblaciones productoras. La exigencia de una rentabilidad financiera en estas repoblaciones exige que la estación donde se implanten cumpla con los requerimientos ecológicos de la especie objetivo, por lo que en estos casos la elección de la especie es un condicionante de partida. En estos casos, el repoblador deberá encontrar la estación que mejor se adecue a las exigencias de la especie (figura 11.3).

- Repoblaciones de enriquecimiento, naturalización o diversificación. Este tipo de repoblaciones se suele plantear en masas monoespecíficas o diedícicas con la intención de diversificar la masa ya creada. Es un tipo de intervención muy característica en pinares artificiales que tienen una función preferentemente protectora. En estos casos, la elección de la especie o especies suele recaer en las especies de frondosas de mayor grado de madurez, propias de la estación, o en otras especies acompañantes que pueden desempeñar un papel trascendente para la biocenosis de dicho ecosistema (figura 11.4).

Regeneración artificial con *Pinus sylvestris* de apoyo en masa de la misma especie en los Montes Universales (Teruel).

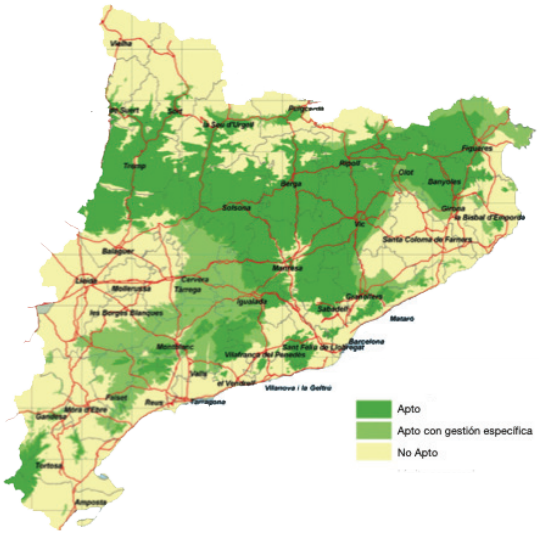
Quejigar mixto afectado por incendio (Castanesa, Huesca). En caso de efectuar repoblación de apoyo, la elección de la especie estaría determinada por la composición de la masa original.

Figura 11.1. Ejemplos de repoblación artificial respetando la especie principal de la masa existente (fotos: J Pemán).

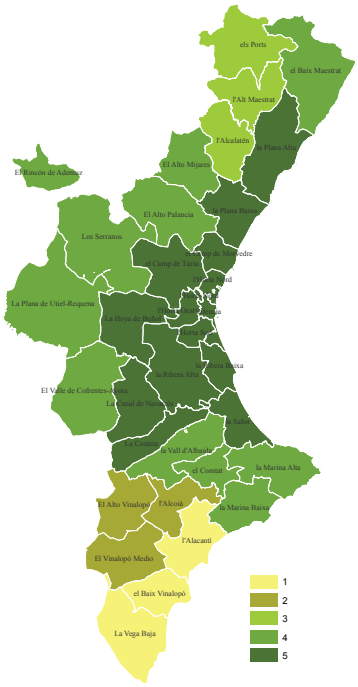
Dehesa de *Quercus pyrenaica* en Riaza (Segovia).

Dehesa de *Quercus ilex* subsp. *ballota* en la sierra de Madrid.

Figura 11.2. El abandono del uso pastoral puede hacer recomendable abordar actuaciones de densificación de las dehesas (fotos: J Pemán).



Mapa de aptitud para cultivo de la trufa negra (*Tuber melanosporum*) en Cataluña (fuente: Colinas *et al.* 2007).



Mapa de idoneidad para la plantación de *Pawlonia* en la Comunidad Valenciana (fuente: AIDIMA 2015).

Figura 11.3. Ejemplos de mapas de idoneidad para especies utilizadas en repoblaciones con un objetivo prioritariamente productor.

Repoblación de enriquecimiento con especies arbóreas y arbustivas en Sierra Espuña (Murcia) (foto: J Pemán).

Plántulas de *Quercus ilex*, *Q. faginea* y *Q. pubescens* en una experiencia de diversificación de pinares a través de focos de dispersión, ejecutada bajo cubierta, en el Prepirineo catalán (foto: S Martín).

Figura 11.4. Enriquecimiento de masas forestales con especies distintas a las que dominan el dosel.

- Repoblaciones protectoras cuando el terreno a repoblar lleva mucho tiempo sin arbolado o cuando se quiere cambiar la especie principal. En el primero de los casos, lo más probable es que el suelo haya sufrido degradaciones más o menos importantes y el microclima que tiene sea diferente del que pueda existir en zonas arboladas próximas. En este caso, la elección de especie no podrá basarse únicamente en criterios de cercanía de otras masas o de homologación meramente climática, constituyendo la elección de la especie una de las decisiones más trascendentes y delicadas en el proceso de repoblación forestal (figura 11.5 izquierda). El segundo de los casos normalmente se relaciona con un cambio en el objetivo preferente de la masa forestal, pasando de un objetivo productor a protector. En este caso, la elección de especies se centrará entre las que cumplan dicho objetivo (figura 11.5 derecha). La elección suele ser más fácil que en el caso anterior debido a que el ecosistema no está tan degradado.

Atochar en ambiente semiárido en Illana (Guadalajara).

Sustitución por especies autóctonas (*Pinus pinea*) de masas de eucalipto con bajo rendimiento (por condiciones edáficas y heladas) en Extremadura.

Figura 11.5. Ejemplos de necesidad de la repoblación forestal en terrenos degradados o donde se quiere efectuar un cambio de la especie principal (fotos: R Serrada).

Antes de recordar el proceso de elección y los factores que componen la identificación de compatibilidad de las especies forestales con un rodal concreto (ver capítulos 4 y 5), y de explicar los elementos para la posterior elección de las que usar en su repoblación (presente capítulo), hay que advertir que en repoblación forestal no es suficiente con determinar únicamente la especie, sino que hay que llegar a definir el material de base más conveniente para la producción del material forestal de reproducción para el monte objeto de estudio (ver capítulo 12).

El concepto de especie es sistemático y hace referencia a una constancia, dentro de cierto grado de variabilidad morfológica de los individuos que a ella pertenecen y, que dentro de unos ciertos límites, se corresponde con un comportamiento fisiológico determinado frente al biotopo; todo lo cual ha servido para estudiar los caracteres culturales de las especies y, especialmente, lo relativo a la estación. Subgrupos de individuos dentro de una especie presentan diferentes comportamientos frente a situaciones estacionales constantes, lo que da lugar a categorías sistemáticas tales como: subespecie, variedad, forma, raza, etc.

En repoblación forestal, además de elegir entre las categorías sistemáticas anteriores, se debe llegar a concretar el material de base, de forma que no sólo se realice una homologación detallada de los factores ecológicos entre el lugar de procedencia e introducción, sino que se puedan establecer previsiones respecto de las características de la masa a crear frente a una determinada producción y garantizar en mayor medida su estabilidad. Hecha esta salvedad, hablaremos en lo sucesivo de elección de especies, sabiendo que una vez realizada ésta habrá que detallar a continuación el material de base correspondiente (tabla 11.1).

Independientemente del objetivo de la repoblación forestal, el proceso de elección de especies sigue un camino ordenado de decisiones ligado a la consecución de la estabilidad futura de la masa creada. Dicho proceso requiere un estudio previo para la identificación de las especies compatibles con la estación, que en este caso vamos a referir a escala de un rodal concreto. Sobre la base de las especies identificadas como compatibles se puede realizar la elección propiamente dicha con criterios que están relacionados con el objetivo preferente (ver capítulo 8) otorgado a la futura masa que poblará el rodal.

Tabla 11.1. Materiales de base registrados en el Catálogo Nacional de Materiales de Base para la especie *Pinus pinaster* (fuente: consultado en la página electrónica del MAPA en agosto de 2020).

Categoría	Nº de regiones de procedencia	Materiales de base		
		Fuentes semilleras	Rodales selectos	Huertos semilleros
Identificada	18	318		
Seleccionada	11		41	
Cualificada				4
Controlado				4

2. Identificación de las especies compatibles con la estación del rodal a repoblar

El proceso de identificación de especies compatibles en un rodal completo se puede desglosar en dos fases, expuestas en los capítulos 4 y 5, y que ahora se resumen.

2.1. Estudio de los factores relativos al biotopo o factores abióticos

Este estudio, aplicando las metodologías expuestas en el capítulo 4, concluye con la elaboración de una lista de especies compatibles con la estación del rodal a repoblar y, por tanto, de posible introducción, incluyendo información sobre su grado de compatibilidad actual y futura.

El punto de partida es el contexto fitogeográfico o geobotánico, elaborando la lista de las especies forestales cuya habitación natural pueda ser, de forma aproximada, el terreno a repoblar. Es decir, determinar cuál es la vegetación zonal del monte en función de sus características macroclimáticas. Para ello pueden ser de enorme interés las metodologías

basadas en clasificaciones fitoclimáticas que utilicen en sus caracterizaciones climodiagramas (Allué 1990; García-López y Allué Camacho 2009) o diagramas bioclimáticos (Montero de Burgos y González-Rebollar 1974; García Salmerón 1980; Montero de Burgos 1987). A partir de estas metodologías se pueden proponer las especies que pueden tener un papel dominante en la agrupación vegetal a crear, que según sea el objetivo de la repoblación pueden ser las especies candidatas (tabla 11.2).

Esta lista inicial de especies estará formada por especies autóctonas y puede completarse en este momento con las especies exóticas de posible compatibilidad ecológica, según cuál sea el objetivo preferente de la repoblación a realizar. Del conjunto de especies seleccionadas anteriormente, y en una segunda aproximación, se descartan aquellas que

Tabla 11.2. Carácter de las especies arbóreas (Ruiz de la Torre 1981).

Dominantes exclusivas	Subordinadas o intercaladas en grupos reducidos en masas donde dominan otras especies	Formando masas puras o como subordinadas
Abies alba, *A. pinsapo*	*Acer campestre*, *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *A. monspessulanum*, *A. opalus*, *A.granatense*	*Betula pendula*
Alnus glutinosa	*Arbutus unedo*	*Fraxinus angustifolia*
Fagus sylvatica	*Celtis australis*	*Populus alba*, *P. nigra*
Castanea sativa	*Ceratonia siliqua*	*Quercus petraea*, *Q. pubescens*
Quercus robur, *Q. faginea subsp. faginea*, *Q. pyrenaica*, *Q. suber*, *Q. ilex subsp. ballota*	*Corylus avellana*	*Salix alba*, *S. canariensis*
Juniperus thurifera	*Ficus carica*	
Pinus sylvestris, *P. uncinata*, *P. nigra*, *P. pinaster*, *P. pinea*, *P. halepensis*	*Fraxinus excelsior*, *F. ornus*	
Populus tremula	*Ilex aquifolium*	
Ulmus minor	*Juniperus oxycedrus*	
	Laurus nobilis	
	Olea europea	
	Prunus avium	
	Quercus canariensis, *Q. cerrioides*, *Q. faginea suspb. broteri*, *Quercus ilex subsp. ilex*	
	Sorbus aria, *S. aucuparia*, *S. domestica*, *S. torminalis*, *S. latifolia*, *S.mougeotii*	
	Taxus baccata	
	Tetraclinis articulata	
	Tilia cordata, *T. platyphyllos*, *T. intermedia*	
	Ulmus glabra	

de forma evidente no se corresponden con el piso de vegetación del rodal concreto a repoblar. Se puede hacer en este momento un estudio comarcal que identifique las especies forestales que viven en montes próximos, entendiendo la proximidad en este caso no solamente como geográfica sino desde el punto de vista estacional, para comprobar que no se ha omitido ninguna de las especies posibles a introducir.

De las especies contenidas en la relación anterior, a considerar como una lista de trabajo, se procede a recopilar sus caracteres culturales, especialmente la estación, a efectos de comparar esta información con los factores ecológicos que definen el monte a repoblar y que se han estudiado al realizar el diagnóstico del mismo (ver capítulo 9).

En el proceso de cotejo de los factores climáticos, como se ha expuesto en el capítulo 4, es recomendable no olvidar analizar los valores extremos, tanto térmicos como pluviométricos. Algunas especies de las seleccionadas serán descartadas bien por no poder resistir la sequía estival, bien por no tolerar las heladas invernales, o bien por resultarles excesivamente caluroso el periodo vegetativo. En este sentido hay que tener presente las imprecisiones propias de la caracterización climática realizada según la metodología utilizada.

En la consideración de los factores edáficos, y tras conocer la geología histórica y la litología del lugar a repoblar, se estudiará ineludiblemente el suelo en una doble vertiente:

- Por una parte, se realizará una clasificación desde el punto de vista genético de los suelos presentes para poder dictaminar sobre su grado de evolución o degradación que informará sobre la evolución futura tras la repoblación, el impacto de la misma y las posibilidades de mejora de las propiedades del perfil con el tiempo y con las intervenciones instantáneas del proceso de repoblación;
- Por otra parte, hay que conocer e interpretar en los diferentes perfiles que se estudien en el rodal los siguientes parámetros: profundidad, pedregosidad, textura, estructura, contenido en materia orgánica, conductividad de la solución del suelo para valorar la posible presencia de sales, contenido en caliza activa, reacción (pH), y, en algunos casos, contenido en nutrientes, todo ello para evaluar las propiedades del suelo que influyen en la vegetación (profundidad, permeabilidad, capacidad de retención de agua y fertilidad, posiblemente condicionada esta última por la salinidad, la reacción y la caliza activa).

Conocidas estas propiedades edáficas, y comprobando que desde este punto de vista es posible la introducción de especies arbóreas, se procede a comparar con los requerimientos estacionales de las especies seleccionadas con criterios climáticos a efectos de descartar algunas por incompatibilidad y teniendo en cuenta el hecho de que una especie sea adecuada por razón del clima no es suficiente para asegurar su existencia si el suelo presenta limitaciones para su desarrollo.

Las propiedades edáficas que con mayor frecuencia son determinantes en este proceso son: presencia de caliza activa, que descarta a las especies calcífugas; la permeabilidad, cuyo defecto impide el desarrollo de los sistemas radicales y respecto de la cual es conocido el comportamiento de la mayor parte de las especies forestales; y la salinidad, que en caso de estar presente excluye a muchas especies arbóreas.

La profundidad del suelo y su capacidad de retención de agua pueden ser modificadas favorablemente, y hasta cierto punto, por las labores de preparación del suelo, como se verá con detalle en el capítulo 14. Sin embargo, graves limitaciones en lo referente a profundidad y pedregosidad pueden conducir al diagnóstico de la imposibilidad de repoblar el rodal con especies arbóreas. Si se descarta la posibilidad de introducción de especies arbóreas cabe continuar el estudio con especies arbustivas.

La fertilidad es una propiedad de difícil modificación a corto plazo y su valoración debe hacerse en términos relativos al tipo de selvicultura (intensiva o extensiva) que se pretenda aplicar. A falta de una analítica precisa de los nutrientes, se puede evaluar el contenido y el funcionamiento de los nutrientes a través del contenido en materia orgánica, de la composición química de los minerales que forman la roca madre y de la reacción.

Tras este proceso se concluye el objetivo de la primera fase que es identificar las especies compatibles o de posible introducción entre las que realizar la elección definitiva. Dentro de dicha lista podrán figurar algunas especies en las que exista alguna duda sobre su compatibilidad estacional, duda originada por encontrarse sus requerimientos estacionales al límite de ser satisfechos o bien por escasa información o precisión en el conocimiento de sus caracteres culturales.

Para esta labor de identificación de las especies compatibles con la estación hay disponibles diferentes aplicaciones que partiendo de las características mesológicas de las especies y de las características ecológicas de la estación proponen las posibles especies compatibles (ver capítulo 4).

En esta línea, se ha puesto a punto recientemente la aplicación ModERFoRest (*Modeling Environmental Requirements for Forest Restoration*) que permite al usuario diagnosticar sobre la compatibilidad de las 20 especies arbóreas más relevantes del ámbito forestal español con una estación de la que se conocen sus datos climáticos y edáficos. Esta aplicación utiliza la información proporcionada por el muestreo del orden de 3000 parcelas realizado a lo largo del tiempo en los estudios de autoecología paramétrica de dichas especies. Proporciona otras utilidades como facilitar la descripción de la estación y poder simular estos diagnósticos introduciendo datos de clima relacionados con los escenarios de cambio climático. La descarga de esta aplicación será posible desde portales relacionados con el estudio y gestión del sector forestal.

2.2. Estudio de los factores relativos a la biocenosis o factores bióticos

La identificación de especies compatibles con un rodal, utilizando factores bióticos, consiste, fundamentalmente, en confirmar o despejar dudas y en su caso corregir la lista de selección elaborada considerando los factores abióticos relativos al biotopo. El grupo de factores bióticos a considerar se puede dividir en: i) factores sobre la composición y estructura de la vegetación actual del rodal, ii) factores de competencia con la vegetación actual, y iii) existencia de simbiontes o de riesgos de plagas y enfermedades.

La composición y la estructura de la vegetación actual suministra información respecto de:

- Las condiciones estacionales a través de la presencia de especies indicadoras cuyo conocimiento complementa el estudio climático y edáfico realizado anteriormente.

- El nivel de madurez de la cubierta vegetal presente respecto a las de mayor madurez que se puedan alcanzar en dicha estación.
- La identificación de especies singulares, que tenga un especial interés su conservación.

Este análisis puede enfocarse siguiendo la metodología fitosociológica aunque, como queda expuesto en el capítulo 5, para el ámbito del proyecto de repoblación forestal se considera más apropiado el enfoque que analice las agrupaciones vegetales a través de las especies dominantes que la componen y de su estructura.

El análisis de los factores de competencia con la vegetación actual se refiere a considerar si la vegetación actual, que será más o menos modificada por las operaciones de repoblación, establecerá una competencia inadmisible con alguna de las especies identificadas como compatibles estacionalmente de tal forma que en este punto del análisis deberá ser descartada.

A este respecto se tendrán en cuenta los temperamentos de las especies identificadas, siendo por este motivo descartadas las especies de luz o intolerantes cuando el porte y la espesura de la vegetación preexistente sean grandes y no se plantee su reducción intensa. En nuestras latitudes el análisis de estos factores no suele ser necesario, pues el desarrollo de la vegetación accesoria es perfectamente controlable, pero bajo climas tropicales, por ejemplo, es indispensable atender a estas cuestiones.

La comprobación de la existencia de simbiontes, o más concretamente de la posibilidad de micorrización de las especies a introducir no suele ser necesaria pues la garantía a este respecto la suministra la realización de inoculaciones sobre las plantas en el vivero.

Finalmente hay que considerar la posibilidad de que alguna de las especies identificadas hasta ahora pudiera ser descartada en el caso de que en la zona a repoblar se haya comprobado su baja resistencia frente a plagas y enfermedades. El ejemplo de *Castanea sativa* y la tinta o de *Ulmus minor* y la grafiosis ilustran perfectamente este punto.

Concluidos así estos estudios, se dispone de una adecuada identificación de especies que pueden vivir en el rodal a repoblar y entre las que es posible realizar una acertada elección, lo que se trata a continuación. No es infrecuente en proyectos de repoblación forestal en España que la lista referida se haya reducido a una sola especie, por lo que en este caso es equivalente identificación de compatibles y elección. La causa suele ser la intensa sequía estival de muchas zonas de nuestro territorio combinada con unas condiciones edáficas de gran degradación.

3. Evaluación de las especies compatibles o identificadas

Una vez identificadas las especies que son compatibles con las características del medio físico y biótico del rodal, y siempre que haya más de una, procede realizar la evaluación en función de una serie de criterios o atributos que estén en relación con los objetivos definidos en el proyecto y sean acordes al régimen de explotación y de las perturbaciones a las que está expuesto el rodal. El régimen de explotación, aunque es una perturbación más del sistema, lo diferenciamos para una mayor claridad. Estos criterios pueden ser muy diversos, de acuerdo con el tipo de repoblación a realizar, pudiéndose citar, como ejemplo, los siguientes criterios: ecofisiológicos, económicos, culturales, de diversidad,

faunísticos, paisajísticos, de respuesta a las perturbaciones, selvícolas o sociales. De forma resumida comentaremos alguno de los más singulares:

- **Criterios ecofisiológicos**. Se pueden citar entre estos, los mecanismos de respuesta frente al estrés o la plasticidad fenotípica de las especies, ya que son cada vez más los estudios dirigidos a conocer estos aspectos sobre especies de interés en la restauración forestal. La estrategia dominante (Levitt 1980) que desarrollen las especies para hacer frente a los factores de estrés, que se puedan presentar en el rodal a repoblar, es un factor que puede condicionar la elección de una especie. Así, en los ambientes mediterráneos donde el estrés hídrico es el principal factor que condiciona la distribución de las plantas, el carácter que tiene *Pinus halepensis* de especie tolerante al estrés hídrico, *Quercus ilex* y *Q. coccifera* de especies ahorradoras de agua y *Pistacia lentiscus* o *P. terebinthus* de especies derrochadoras (Vilagrosa 2002; Vallejo *et al*. 2003; Valladares *et al*. 2005), puede hacer inclinar la elección hacia una u otra. Las estrategias ahorradoras pueden ser eficaces en periodos de largas sequías con periodos de lluvia intercalados, mientras las derrochadoras lo pueden ser en periodos de gran aridez con precipitaciones muy irregulares. En cuanto a la plasticidad fenotípica, cada vez son más numerosos los estudios en especies forestales sometidas a unas condiciones ambientales heterogéneas, en cierta medida inducidos por los escenarios de cambio global y los problemas de fragmentación que sufren gran parte de los sistemas forestales (Matesanz y Valladares 2014). Sin embargo, todavía estamos lejos de afirmar si una mayor plasticidad fenotípica mejora las condiciones de respuesta y supervivencia de las especies o las hace más vulnerables a unas condiciones ambientales impredecibles dentro de un escenario de cambio global (Valladares *et al*. 2005).
- **Criterios económicos.** Son muy variados, pudiendo citar según la clasificación antes comentada (García Salmerón 1991): el coste de establecimiento, la utilidad y valor de los productos, el plazo de obtención de beneficios, la duración del periodo de acotamiento del rodal a otro tipo de usos y aprovechamientos, el interés tecnológico de un determinado producto, etc. En este grupo de criterios, y para el caso de las repoblaciones protectoras, es importante considerar el plazo que cada una de las posibles especies necesita para alcanzar la funcionalidad que se exige a la nueva masa, cuestión ligada al crecimiento.
- **Criterios culturales**. Según la terminología selvícola clásica en estos criterios se engloban atributos como el temperamento, el crecimiento, el porte, el enraizamiento o la longevidad (González Vázquez 1947). El temperamento se define como el carácter de una especie vegetal por el que tolera y exige determinados grados de intensidad de insolación, en sus primeras edades, para mantener un desarrollo normal (Ruiz de la Torre 1993). Este término, típicamente selvícola, se corresponde con el de tolerancia a la sombra utilizado en ecología. Es un atributo clave en los modelos de sucesión, aunque hay que tener presente que es un concepto cualitativo y relativo, ya que varía según la latitud y la disponibilidad de agua y nutrientes. La intensidad lumínica, y el conjunto de radiaciones a ella asociada, puede ser causa de estrés para las plantas, tanto por su exceso como por su defecto, más aún en el medio mediterráneo donde las limitaciones hídricas y térmicas que sufren las mismas pueden limitar el aprovechamiento óptimo de la luz para la fotosíntesis (Long *et al*. 1994; Cabrera

2002). La radiación solar intensa provoca, en las especies de sombra, una reducción en la eficiencia de la conversión fotoquímica de la luz en biomasa, fenómeno conocido como fotoinhibición, y un sobrecalentamiento foliar sobre todo cuando la presencia de un déficit hídrico limita la fotosíntesis y la transpiración debido al cierre estomático. Para soportar estas condiciones, las plantas heliófilas exhiben estrategias fisiológicas y/o funcionales para defenderse (Valladares 2001). Aunque las respuestas estarán moduladas por el grado de plasticidad fenotípica que presenten las especies, las consecuencias que puede tener que una especie adaptada a la sombra se ubique en condiciones de luz, son que se produzcan procesos de fotoinhibición crónica con daños en el aparato fotosintético, mientras que la ubicación de especies adaptadas a la luz en la sombra incitará a desarrollar estrategias de escape mediante una mayor inversión en la parte aérea a expensas del crecimiento radical (Björkman 1981), lo que se manifiesta en un decaimiento más o menos rápido según el grado de reducción de la radiación y el propio temperamento de la especie. En cuanto al enraizamiento, las dos funciones primarias de los sistemas radicales son la adquisición de los recursos del suelo, principalmente agua e iones disueltos, y la de anclaje. Otras funciones como las de almacenamiento, síntesis de reguladores de crecimiento, propagación y dispersión pueden ser secundarias. Aunque el sistema radical es un carácter que ha mostrado una notable plasticidad entre las especies (Canadell *et al*. 1999), la influencia que la profundidad del sistema radical tiene sobre la supervivencia en los sitios secos ha sido ampliamente contrastada (Kozlowski *et al*. 1991).

- **Criterios de diversidad**. Primar la diversidad biológica implica conocer el grado de significación de las diferentes especies (Ruiz de la Torre 1993). Dentro del concepto de significación entrarían atributos como el de autóctono, nivel evolutivo o sociabilidad. El primero de los aspectos se analizará más en profundidad en un epígrafe específico de este capítulo. El conocimiento de la dinámica vegetal en la restauración ha sido de especial interés para los repobladores, como ya ha quedado patente en el capítulo 5. La actuación restauradora, por tanto, siempre debe perseguir la consecución de agrupaciones vegetales con un mayor nivel de madurez que la actual, valorando la posibilidad de introducción directa de la agrupación de mayor madurez o de otra de nivel inferior, según el grado de degradación del medio y de las condiciones ambientales. Aunque en ambientes semiáridos algunos autores han planteado la introducción de las especies de mayor madurez en las labores de restauración (Bonet 2004), otros plantean la posibilidad de utilizar especies iniciales o seriales para la consecución de un mejor resultado (Miranda *et al*. 2004). El atributo de sociabilidad pretende valorar la capacidad de acogida que una determinada especie puede presentar hacia otras y responde al concepto de facilitación. En este sentido, las especies heliófilas suelen mostrar una sociabilidad acusada.
- **Criterios faunísticos.** Pueden englobar interacciones de signo positivo o negativo. Entre las negativas estarían los daños causados por los herbívoros sobre las semillas o las plantas jóvenes que pueden llegar a comprometer la supervivencia o regeneración de la especie (ver capítulos 9 y 17). Entre las interacciones positivas cabría citar su capacidad para el refugio, la nidificación o la alimentación, que podrían valorarse para las especies de fauna que tuvieran un carácter más singular.

- **Criterios paisajísticos**. Aunque el análisis de la vegetación en los estudios de paisaje se realiza a nivel de agrupación vegetal o en unidades superiores, existen algunas propiedades visuales primarias que pueden constituirse en atributo para las diferentes especies. Así, si se tiene en cuenta los criterios propuestos por López y Escribano (1999) para el análisis de la vegetación, la heterogeneidad cromática y la altura media del estrato superior son atributos que podrían evaluarse a nivel de especie. La heterogeneidad cromática dentro de cada agrupación vegetal viene determinada por la existente entre: especies del estrato más representativo, los diferentes estratos, el suelo y la vegetación, y por la debida al cambio estacional. Aunque alguna de ellas está condicionada por la densidad podría realizarse una valoración relativa entre las diferentes especies que hayan sido identificadas en la etapa anterior.
- **Criterios de respuesta a las perturbaciones**. Las perturbaciones se entienden como sucesos biológicos o medioambientales que producen alteraciones en los ecosistemas. Las perturbaciones de origen natural con mayor frecuencia son las producidas por: los incendios, los vendavales, los aludes, las avenidas en los cursos de agua, los movimientos dunares o los agentes bióticos. El tiempo de restauración de la comunidad inicial después de una perturbación se conoce como resiliencia y es, este carácter, el que puede tratar de estimarse según los diferentes mecanismos de respuesta de las especies. Para caracterizar estas respuestas a las perturbaciones o a los estreses ambientales, los ecólogos han realizado clasificaciones agrupando las especies en tipos funcionales. Son ya clásicas las de MacArthur y Wilson sobre las estrategias *r* y *K,* o las de Grime definiendo las estrategias *C*-competitiva, *R*-oportunista o ruderal y *S*-tolerante al estrés. En el caso de los incendios forestales se pueden destacar el modelo de atributos vitales de Noble y Slatyer, o los tipos funcionales para plantas mediterráneas de Pausas (1999). Noble y Slatyer (Chandler *et al.* 1983) establecieron un modelo de predicción de la respuesta al fuego basado en una serie de atributos vitales que se integran en cuatro grupos: el método de persistencia durante o inmediatamente después de una perturbación, las condiciones de establecimiento después de una perturbación, la longevidad y la tasa de crecimiento (tabla 11.3). En el ámbito mediterráneo es obligado, en esta fase de evaluación, caracterizar la respuesta al fuego de las diferentes alternativas identificadas.
- **Criterios selvícolas**. Podría valorarse el modelo selvícola aplicable para las diferentes especies con la indicación de los tratamientos selvícolas recomendados para las mismas. Se valoraría, por tanto, los tratamientos de regeneración y de mejora, así como la necesidad de podas para las diferentes especies, el número de intervenciones necesarias y el turno final (Serrada *et al*. 2008).
- **Criterios sociales.** Englobaría atributos como los de aceptación social de la especie o su utilidad social (Ruiz de la Torre 2000). El rechazo social que han provocado algunas labores de restauración se han debido a la poca aceptación social que han tenido las repoblaciones en el medio rural donde se han realizado. La elección de las especies junto a los procedimientos de preparación del suelo fueron las dos causas que motivaban dicho rechazo. El uso de especies alóctonas o el empleo generalizado de pinos eran objeto de una fuerte crítica (Murado *et al*. 1978; Fernández 1986). Este rechazo ha supuesto, en muchas ocasiones, ser el origen de incendios en áreas repobladas.

Tabla 11.3. Atributos vitales de las plantas que permiten predecir su respuesta al fuego propuestos por Noble y Slatyer (Chandler *et al.* 1983).

I. Atributos de métodos de persistencia durante o inmediatamente después de una perturbación	Especies que se basan en la propagación por semilla	D	Especies con propágulos de alta dispersión
		S	Especies con propágalos almacenados de larga duración, como los bancos de semillas
		G	Caso especial de S donde el banco de semillas germina o se pierde después de la perturbación
		C	Especies con propágalos almacenados de corta duración (piñas serótinas)
	Especies que se basan en la regeneración vegetativa	V	Especies que rebrotan después de la perturbación y que han de volver a pasar por un estado juvenil antes de alcanzar la madurez
		U	Especies que no quedan afectadas por la perturbación
		W	Caso especial de U donde los individuos adultos sobreviven a la perturbación y los del estado juvenil mueren
	Combinaciones estratégicas	Δ, ∑, r	Equivalen a los casos D, S y G respectivamente cuando los individuos adultos sobreviven a la perturbación.
II. Atributos de condiciones necesarias para el establecimiento después de una perturbación		T	Especies que se pueden establecer y crecer hasta la madurez inmediatamente después de la perturbación y durante un tiempo indefinido
		I	Especies que sólo pueden establecerse después de una perturbación, cuando no hay competencia
		R	Especies que no pueden establecerse después del fuego al requerir la cobertura de comunidades ya establecidas
III. Longevidad		P	Capacidad para suministrar propágalos: inmediata para D,S, V (p=0) y más o menos retardada en C
		M	Madurez o tiempo necesario para establecerse y producir propágulos. Inmediata en V (m=0), o al alcanzar la madurez sexual en D,S,C,I
		L	Senescencia: en I depende del ciclo biológico, mientras que en R y T la regeneración es continua
		E	Pérdida de propágulos, extinción: es imposible para R y T ya que siempre tienen adultos y para D pues siempre llegan semillas. Para C y V e=l, ya que la pérdida de adultos y la pérdida de persistencia significan lo mismo.
IV. Tasa de crecimiento			

4. Elección definitiva de la especie o especies para la repoblación del rodal

La elección definitiva de la especie o las especies será consecuencia de la evaluación de los criterios establecidos en la fase anterior. Estos criterios, es conveniente recordarlo, dependerán y variarán según los objetivos pretendidos en la repoblación. Las técnicas de decisión multicriterio pueden ser una herramienta válida para realizar dicha evaluación y para la elección de la alternativa más óptima en cada rodal.

No es posible, ni aconsejable, pretender realizar un catálogo de recomendaciones para la elección de las especies que cubra todas las situaciones posibles. Este tipo de directrices no puede, ni debe, sustituir el complejo análisis que el técnico responsable del proyecto de repoblación ha de realizar, rodal a rodal, para formular la propuesta más correcta en un contexto ecológico, económico y social que no admite simplificaciones ni determinismos sesgados. Hay que confiar en la formación y buen criterio de los técnicos responsables antes que pretender encontrar fórmulas genéricas y simplistas.

En los siguientes epígrafes se formulan reflexiones que pueden contribuir a formar este buen criterio, organizadas según los objetivos preferentes que se han asignado a la repoblación de los rodales enumerados en el capítulo 8 y justificados con las metodologías expuestas en el capítulo 10.

4.1. La elección de especie en repoblaciones de pequeña superficie con objetivo específico

Las repoblaciones por alineación o por bosquetes para actuar como defensa de construcciones o cultivos como cortavientos o como protección acústica, también las de ocultación, deben preferir en la elección una combinación simultánea de especies de crecimiento rápido y de crecimiento lento. Aquellas tienen la misión de alcanzar el objetivo cuanto antes, pero debido a su menor longevidad, serán sustituidas cuando lleguen a decrepitud por las de crecimiento lento, más longevas. Otra condición a tener en cuenta en este caso es escoger especies en las que la poda natural no sea activa. Según esta propuesta, la combinación de especies de *Populus* y *Cupressus* de porte fastigiado suele ser habitual (figura 11.6) (Merino 1991).

En las repoblaciones auxiliares para la ganadería o de la fauna terrestre silvestre se preferirán las especies cuyo ramón sea comestible por los animales y las que den fruto más abundante, si se pretende mejorar la alimentación. Al contrario, si se hacen para que los bosquetes sirvan de refugio al ganado, es más aconsejable emplear especies que el ganado no apetezca para abreviar los plazos de acotado al pastoreo.

Para la repoblación de riberas con objetivos tales como la restauración y la conectividad ecológica, la protección de la fauna piscícola o la mejora del paisaje, apuntados anteriormente, se procurará elegir la mayor diversidad posible de especies arbóreas freatófilas de diferentes portes.

Los parques periurbanos y las masas con fines recreativos se formarán con especies de alta longevidad, resistentes a la compactación del suelo, poda natural activa y que no emitan sustancias que puedan generar procesos alérgicos a la población humana, así

como estar exentas de riesgos conocidos de plagas y enfermedades. En las repoblaciones ornamentales se buscará la diversidad de especies, el contraste entre el porte y la coloración del follaje de las mismas y la variación estacional del color de las hojas.

En la instalación de filtros verdes para saneamiento de aguas residuales urbanas, se emplean especies freatófilas de crecimiento rápido como los chopos (figura 11.7).

Setos de cipreses en plantaciones agrícolas en Caspe (Zaragoza) (fuente: Google Earth).

Orla de *Fraxinus angustifolia* alrededor de pastizales para producción de ramón en la sierra norte de Madrid (foto: J Pemán).

Figura 11.6. Repoblaciones de orlas o setos.

Figura 11.7. Plantación de *Populus ×euramericana* que actúa como filtro verde en Monzón (Huesca) (foto: J Pemán).

4.2. La elección de especie en las repoblaciones productoras

Las dos recomendaciones generales para elegir especie en las repoblaciones productoras, que como toda generalidad tiene sus excepciones, son las siguientes: elegir una sola especie, pues no será conveniente perder espacio físico en la preferencia productora del monte; y hacer primar los criterios económicos directos e indirectos. En el caso de

las repoblaciones productoras en selvicultura intensiva es de aplicación la advertencia general de acudir, dentro de la especie elegida, al material de base más apropiado. El ejemplo más notable en este tipo de repoblaciones lo constituye la populicultura, donde existe una gran diversidad de clones aprobados para una amplia gama de condiciones ecológicas (Rueda 2013). En las repoblaciones con esta finalidad, sobre todo para la producción de madera o biomasa, es muy común el empleo de especies alóctonas de crecimiento rápido o medio (figura 11.8).

Plantación de *Pawlonia* sp. de 14 meses en Mollerusa (Lleida) (foto: J Pemán).

Plantación de *Juglans nigra* en Bujaraloz (Zaragoza) (foto: T Vilanova).

Figura 11.8. Ejemplos de repoblaciones con un fin preferentemente productor.

Sin embargo, en una fase inicial las repoblaciones productoras de una materia prima concreta, éstas pueden ser mixtas y compuestas de (Serrada 1993, Beckey 2005):

- La especie principal que conformará el vuelo futuro, en masa pura, al servicio de la producción preferente fijada;
- Otra u otras especies que podemos calificar de auxiliares o acompañantes, que serán extraídas en las claras aplicadas hacia la mitad o primer tercio del turno de la especie principal, que por tanto no serán brotadoras, y que, aparte de dar ciertos productos secundarios o intermedios, pueden contribuir a un desarrollo más favorable de la especie principal.

La recomendación de emplear especies auxiliares se concreta en nuestros montes cuando la especie principal es de crecimiento lento: encinas para dehesas; alcornocales para producción de corcho; robles y hayas para producción de madera. Para las especies citadas como principales se pueden proponer como auxiliares especies del género *Pinus*. También es frecuente observarlo en algunas plantaciones de nogal (*Juglans* spp.) donde, debido a los amplios marcos de plantación (7 × 10, 10 × 10, 12 × 12 m), para aprovechar el espacio entre las diferentes líneas se plantan especies que puede tener un interés en la producción de ciertos productos intermedios (*Populus* spp.) o contribuyen a mejorar las condiciones del suelo por su capacidad nitrificante (figura 11.9).

En el caso de producciones preferentes de materias primas no maderables (corcho, bellota, piñón, castaña, resina), es obvio que la elección de la especie principal, dentro de las determinadas como compatibles con la estación, y su material de base está determinada por su capacidad productora, tanto cualitativa como cuantitativa.

Los criterios objeto de evaluación a considerar para elegir la especie en las repoblaciones productoras con mayor peso son: el coste de la planta o semilla, que incide en el coste de ejecución aunque de modo menor en relación con otros costes de ejecución; el valor y la calidad de la madera a obtener; el crecimiento volumétrico; el coste de los tratamientos posteriores; la estructura comarcal de la industria de transformación; y la diversidad de productos o aplicaciones que cada especie permite.

Plantación mixta de *Quercus suber* y *Pinus pinea* en Badajoz, que actúan como especie principal y secundaria, respectivamente (foto: R Serrada).

Plantación de doce años de *Juglans regia* con acompañamiento de *Corylus avellana* en Lleida (foto: IRTA-Producción Agroforestal).

Figura 11.9. Ejemplos de creación de masas mixtas con un objetivo preferentemente productor.

4.3 La elección de especie en las repoblaciones protectoras

En el capítulo 8 ya se han comentado los matices tan amplios que tiene el objetivo protector en una repoblación forestal, en las que el proceso para la elección de las especies debe seguir el general descrito anteriormente. No obstante, por sus características especiales nos interesa hacer referencia, dentro de este epígrafe, a tres tipos de repoblaciones que pueden considerarse como protectoras i) repoblaciones en el contexto de la restauración hidrológico-forestal, ii) repoblaciones de diversificación o de mejora de la biodiversidad, iii) migración asistida.

4.3.1. Repoblaciones de protección hidrológica

Cuando se trata de una repoblación protectora para la protección del suelo frente a la erosión, justificada en terrenos en los que la vegetación preexistente no es capaz de defender el suelo de la erosión hídrica y cuyas condiciones edáficas serán deficientes, la escorrentía resta recursos hídricos al sistema y el objetivo es alcanzar la espesura completa de la masa arbórea en el plazo más breve posible.

En relación con los factores edáficos, las repoblaciones protectoras se aplican en suelos degradados con serias deficiencias en capacidad de retención de agua, fertilidad y permeabilidad. Esta circunstancia obliga a excluir en este punto, de entre las especies posibles, a las más higrófilas y exigentes en nutrientes, o lo que es lo mismo, a elegir las especies frugales y más xerófilas. Es en estos casos donde se produce con mayor frecuencia la situación ya comentada de que el proceso de identificación de especies compatibles con la estación termina dando una sola

especie. A las condiciones expresadas de xericidad y frugalidad es necesario añadir a las especies elegidas para las repoblaciones protectoras la condición de especie intolerante a la sombra o de temperamento robusto, al tener que desarrollarse en sus primeras edades en condiciones de fuerte insolación. La mayor parte de las especies arbóreas autóctonas en nuestro país que reúnen estos tres requisitos son especies pertenecientes al género *Pinus* (figura 11.10). Por otra parte, la potencia y la plasticidad de los sistemas radicales de los pinos refuerzan su papel protector y mejorador del suelo. El diferente comportamiento fisiológico de las gimnospermas respecto de las angiospermas refuerza el acierto de esta elección (Gil y Prada 1993): transmisión y almacenamiento del agua por el xilema; mecanismos de control de la transpiración; formación de las superficies foliares, etc. En otro orden de cosas, esta elección se refuerza por otros dos aspectos:

- la producción y almacenamiento de semillas, así como la producción de plantas de calidad son mucho más fáciles y seguros en las coníferas que en las frondosas, como se ve en los tratados dedicados a semillas forestales y viveros (Pemán *et al*. 2012 y 2013).
- la densidad inicial de la masa puede aumentarse a voluntad para abreviar el plazo de obtención de espesura en la confianza de que, a través de clareos y claras, no existirá inconveniente en reducir la competencia en edades posteriores, al contrario que si se emplean especies que brotan de cepa o raíz vigorosamente en la edad de monte bravo y latizal.

Esta forma de elegir especie en las repoblaciones protectoras ha dado respuesta a la eficacia de la misma (espesura y plazo) y a la estabilidad a corto plazo (deficientes condiciones edáficas). No obstante es necesario plantear también la estabilidad a largo plazo dentro de lo posible. Es un principio generalmente aceptado en Selvicultura que las masas mixtas son más estables frente a daños bióticos y abióticos que las masas monoespecíficas. De aquí se deduce que para las repoblaciones protectoras, siempre que sea posible, será conveniente emplear más de una especie de las compatibles con la estación, en mezcla pie a pie (Serrada 2000). En algunos casos, la segunda especie a la que nos referimos debería ser introducida en una segunda fase, como se comenta en el subepígrafe siguiente. Sin embargo, la posibilidad de realizar la introducción en mezcla pie a pie en una primera fase se recomienda aplicarla prioritariamente y teniendo en cuenta: condiciones edáficas; costo de las operaciones; y estrategias de planificación

Si la degradación del suelo o la limitación de los recursos es muy acusada habrá que recurrir a cubiertas de matorrales o herbazales (Ruiz de la Torre *et al.* 1996; Guerrero Campo 1998). Las características que deben poseer estas especies son varias, como apunta Guerrero (1998): capacidad de rebrote de raíz, tener un crecimiento inicial rápido, asegurar una protección rápida y persistente del suelo, desarrollar un sistema radical denso en profundidad y superficie. La primera de las características es esencial ya que permite a las plantas asentarse en zonas donde la escasez de los recursos es muy elevada gracias a que traslocan estos de enclaves más favorables donde han arraigado (figura 11.11). Ejemplos de especies que podrían utilizarse para estas situaciones críticas se pueden encontrar en los trabajos mencionados anteriormente.

Vista a principios del siglo XX (foto: Fondo Ayerbe).

Aspecto de la repoblación en 2018 (foto: J Pemán).

Figura 11.10. Restauración hidrológico forestal del torrente Arratiecho en Biescas (Huesca). En la actualidad, bajo el dosel de los pinos albares (*Pinus sylvestris*) se ha instalado un rico subpiso de frondosas.

Figura 11.11. En terrenos con una fuerte dinámica erosiva las especies no rebrotadoras de raíz están en clara desventaja frente a las rebrotadoras. En este ejemplo, el pino no es capaz de colonizar debido a su descalce por la fuerte erosión laminar de las margas eocenas; sin embargo, *Genista scorpius* puede rebrotar en los enclaves más favorables aunque parte de su sistema radical haya sido puesto en superficie (Aínsa, Huesca) (fotos: J Pemán).

En la aplicación de criterios fitosociológicos para confirmar la selección realizada, se trata de identificar la vegetación potencial del monte a repoblar y comprobar que las especies elegidas pertenecen al *phyllum* correspondiente. En este punto hay que tener en cuenta las diferentes opiniones o teorías que existen en relación con el papel de las coníferas en la sucesión vegetal. Unos autores opinan que, salvo casos extremos y poco frecuentes en que estas especies son titulares de la vegetación potencial y por tanto asociadas a la clímax, en la generalidad de los casos no les corresponde un papel ecológicamente conveniente en dicha sucesión (Rivas 1987).

Otros autores consideran que en la sucesión primaria, en prácticamente todos los casos posibles de nuestro territorio, existe una posible fase en la que las coníferas desempeñan la función de especies colonizadoras-consolidadoras, que en unos casos serán desplazadas de forma natural por otras especies más tolerantes y exigentes y en otros, menos frecuentes, asumen en masa pura o mixta papeles relacionados con la formación climácica (Costa *et al*. 1990).

La presencia espontánea de las diferentes especies de pinos autóctonos en la mayor parte del territorio español, la enorme diversidad de climas, microclimas, fisiografías y condiciones edáficas que están presentes y la concepción asintótica de la clímax vegetal en las teorías monoclimácicas de la sucesión vegetal, avalan la segunda opinión o teoría, lo que respalda como ecológicamente positivo el empleo de las especies del género *Pinus* en las repoblaciones protectoras. Simplificando bastante la cuestión, puede afirmarse que en cualquier terreno sometido a erosión hídrica en España, podría elegirse en casi todos los casos un binomio pino-*Quercus*, como por ejemplo: pino carrasco-encina, pino rodeno-encina, pino rodeno-rebollo, pino salgareño-quejigo, pino silvestre-rebollo, etc., que sería deseable mantener.

Los argumentos que, con cierto fundamento, se han esgrimido en contra de la elección de pinos para las repoblaciones protectoras se basan en: efectos sobre la evolución vegetal; posible acidificación del suelo; y riesgo de incendios. Los efectos sobre la evolución de la vegetación ya han sido comentados y en cualquier caso, serán los tratamientos parciales que se apliquen a las masas artificiales los que pueden conducir adecuadamente esta evolución.

Respecto de la acidificación del suelo que pudieran producir las especies arbóreas frugales, es necesario diagnosticar respecto de este posible efecto comparando con la vegetación preexistente, normalmente mucho más frugales que los árboles, y no respecto de otras masas naturales que han mantenido las propiedades edáficas. Bajo clima árido, que es donde se producen estas repoblaciones, la posible o ligera acidificación superficial del perfil no se debe considerar inconveniente y sobre suelos calizos no decarbonatados incluso será favorable. Habitualmente, la vegetación de matorral preexistente es más frugal y acidificante que los pinos a introducir.

El riesgo de incendio forestal de un monte está condicionado por los factores climáticos y fisiográficos principalmente, y los relacionados con la vegetación incluyen, además de la inflamabilidad de las especies, el tamaño, el contenido en humedad y la continuidad horizontal y vertical, que son los más trascendentes en el aumento de la combustibilidad de la masa. Ensayos de laboratorio recientes demuestran que únicamente el pino carrasco y el pino rodeno tienen alta y media inflamabilidad, equiparables respectivamente con la encina y el alcornoque (Vélez 1990).

4.3.2. Repoblaciones de diversificación o de mejora de la biodiversidad

Está comprobado que la diversidad de los bosques en cuanto a su composición de especies está relacionado con la mayoría de los mecanismos que intervienen en su capacidad para adaptase a los cambios, además de contribuir a proporcionar una mayor variedad de servicios ecosistémicos y una mayor productividad, como ha sido evidenciada a nivel local y global (Elmqvist *et al.* 2003; Campbell *et al*. 2009; Río y Sterba 2009; Liang *et al.* 2016). Esta mayor resiliencia de las masas mixtas ha sido explicada por diferentes atributos o procesos como la selección de nichos, la complementariedad y diversidad funcional entre especies, la diversidad genética o la plasticidad fenotípica (Thompson *et al*. 2009).

La mejora de la biodiversidad, en general, puede alcanzarse por dos vías: el tratamiento de mejora de la masa, y mediante la intervención directa incorporando nuevas especies.

Sobre superficies degradadas, el cese de la actividad que contribuye a esa degradación y las actuaciones sobre la masa remanente pueden ser suficientes para poder alcanzar dicho objetivo. Su eficacia está relacionada con el hecho de que la progresión natural todavía es posible. El cambio sociológico experimentado por nuestra sociedad en el final del siglo XX, con reducción de la presión ganadera y extractiva, ha contribuido a mejorar en este sentido mucha superficie que era o ha entrado en condición de forestal. En el caso de que se decidiera por la segunda alternativa, la elección de dos o tres especies a introducir en mezcla pie a pie, estará complementada con una densidad de introducción relativamente baja, del orden de 1.000 pies ha^{-1} o menos, que permita, sin tratamientos parciales, inducir una colonización espontánea por herbáceas, matorrales y arbustos.

No obstante, en este epígrafe nos queremos referir a la diversificación en el contexto de las masas artificiales, casi siempre monoespecíficas con especies del género *Pinus* y vocación protectora, creadas sobre todo entre 1940 y1984 (Vadell Guiral *et al*. 2019). Estas actuaciones es frecuente verlas hoy referidas como naturalización de pinares, que no deja de ser una de las etapas del clásico modelo de restauración forestal seguido en España (Quero 2008; Bonet *et al.* 2009). En el ámbito mediterráneo esta actuación persigue, sobre todo, la creación de masas mixtas *Pinus-Quercus* que puede ser consideradas en muchas ocasiones como el ecosistema de referencia en el contexto de un ambiente caracterizado por importantes gradientes de luz, una reducida disponibilidad de agua y sometido a un régimen continuo de perturbaciones bióticas (herbivoría) y abióticas (fuego) (Zavala *et al.* 2000; Pausas *et al*. 2004; Zavala y Zea 2004).

Las alternativas para su diversificación responden a las comentadas anteriormente: i) tratamientos selvícolas de la masas para favorecer la regeneración natural de otras especies objetivo y ii) reintroducción de las especies objetivo.

La primera alternativa tiene unas grandes posibilidades de aplicación y un coste muy bajo (figura 11.12). Este aspecto ha sido objeto de numerosas investigaciones que han puesto de relevancia la importancia de la espesura, la estructura espacial, el tamaño del hueco creado en el dosel, además de la distancia a la fuente de dispersión de las especies objetivo que contribuirán a aumentar la diversidad de la masa (Carreras 2006; Onaindia y Mitxelena 2009; Gómez-Aparicio *et al*. 2009; González-Moreno *et al*. 2011; Ruiz-Benito *et al*. 2012).

Figura 11.12. Tratamientos selvícolas sobre una repoblación de *Pinus sylvestris* para la promoción del subpiso de *Quercus pyrenaica* en el sistema ibérico zaragozano (fotos: J Pemán).

Cuando no es posible la regeneración natural de esas especies objetivo es necesario su introducción, lo que propiamente se denomina repoblación o reforestación de diversificación. El objetivo será facilitar y acelerar el aumento de la complejidad estructural, la biomasa y la madurez (Ruiz de la Torre 1993). Desde hace más de 40 años se viene trabajando en repoblaciones de diversificación en pinares de repoblación, que precisan siempre como primer paso la realización de una clara fuerte sobre la masa creada. Son pioneros en estos trabajos en España las experiencias de Ruiz de la Torre en Andalucía (Ruiz de la Torre *et al.* 1996), en donde se proporcionan un listado notable de especies que pueden ser utilizadas en la diversificación de estas masas. Otros trabajos de interés, en un contexto mediterráneo, están siendo realizados en la actualidad (Álvarez *et al.* 1997; Álvarez 1997; Carreras 2006; Prévosto *et al*. 2011; Puerta-Piñero *et al*. 2012).

4.3.3. Migración asistida

Este concepto, surgido en el contexto de diferentes actuaciones en la gestión de los ecosistemas frente al cambio climático, implica el traslado del material forestal de reproducción de una especie a otro punto de su área de distribución natural, generalmente con traslados de altitud o latitud, o de fuera de su área de distribución natural. En este último caso se le denomina colonización asistida. Este traslado tiene como objetivo la búsqueda de hábitats equivalentes para una determinada especie o procedencia que compensen los efectos que el cambio climático puede provocar en sus actuales hábitats (Fernández-Manjarrés y Benito-Garzón 2015). Hay cierta controversia sobre el uso de esta actuación, por lo que se ha distinguido cuando la misma se realiza en el contexto de un plan de recuperación de una especie amenazada o en el contexto de la gestión de los sistemas forestales en general. En el primero de los casos queda claramente justificada por la comunidad científica, mientras que en el segundo se cuestionan aspectos relacionados con la posible contaminación genética entre diferentes poblaciones, los riesgos de invasión o la creación de ciertos compromisos como, por ejemplo, que un procedencia más resistente al estrés hídrico pueda ver comprometida su resistencia frente al frío (Fernández-Manjarrés y Benito-Garzón 2015). Con esta segunda finalidad se han modelado escenarios de migración asistida para *Pinus pinaster* y *Pinus halepensis* caracterizando su sensibilidad al cambio climático a través de su variación en mortalidad y crecimiento en volumen (Benito-Garzón y Fernández-Manjarrés 2015).

En los últimos años se vienen realizando ensayos en este sentido dirigidos a la diversificación de masas artificiales en donde se ha ensayado la introducción de especies de frondosas con diferentes procedencias que responden a un gradiente altitudinal en un ambiente submediterráneo (Martín-Alcón *et al*. 2016) o dirigidos a la gestión adaptativa de masas de *Pinus halepensis* y *Pinus nigra* en unos ambientes más xéricos (Taïbi 2014).

Aunque no en este contexto, y con esta terminología, este tipo de actuaciones ha sido muy común en la práctica forestal, que siempre ha perseguido, a través de ensayos de introducción, encontrar las especies y genotipos más adaptados a las diferentes condiciones ecológicas de las estaciones, partiendo de la hipótesis de que la diversidad de nichos es superior a la diversidad vegetal. A esta filosofía responderían, por ejemplo, las

repoblaciones con *Abies pinsapo* en el sistema ibérico zaragozano, muy distantes de sus poblaciones actuales de Sierra Bermeja y Sierra de las Nieves en Málaga o de la Sierra de Grazalema en Cádiz (Soto *et al*. 2001). El pinsapar procede de las repoblaciones realizadas por el ingeniero Ricardo García Cañada en la Sierra de Santa Cruz (Zaragoza), en la segunda década del siglo pasado. Estas repoblaciones presentan una excelente adaptación al entorno, mostrando unos crecimientos notables y una magnífica regeneración natural, mientras que sus poblaciones naturales parecen claramente amenazadas (Sánchez-Salguero *et al.* 2017) (figura 11.13).

Regeneración natural en el borde de la masa. Estado de la regeneración natural bajo el dosel.

Figura 11.13. Masa mixta de *Abies pinsapo, Pinus nigra* y *Pinus sylvestris* en la Sierra de Santa Cruz (fotos: J Pemán).

5. Introducción de especies exóticas o alóctonas

Es un principio general aceptado en ecología que la distribución de las especies, en nuestro caso vegetales, es consecuencia de la adaptación de las mismas al biotopo que ocupan y de las posibilidades de acceso o écesis de sus propágulos a biotopos compatibles con sus posibilidades. Por tanto, entendemos como especie exótica o alóctona aquella en la que el hombre es el vector de sus propágulos para ser introducida fuera de su habitación natural. Habrá que entender que esa habitación natural es la actual, pues el relativismo del concepto de alóctona no es únicamente territorial, también es temporal dado, por ejemplo, que existen restos fósiles de *Sequoia* o *Liquidambar* en Galicia. En el Catálogo español de especies exóticas invasoras (Real Decreto 630/2013) se define especie exótica o alóctona a las "especies y subespecies, incluyendo sus partes, gametos, semillas, huevos o propágulos que pudieran sobrevivir o reproducirse, introducidos fuera de su área de distribución natural y de su área potencial de dispersión, que no hubiera podido ocupar sin la introducción directa o indirecta, o sin el cuidado del hombre". Salmón Rivera *et al.* (2016) han realizado una revisión profunda de este concepto y de sus limitaciones espacio temporales.

También es interesante matizar el concepto de introducción, para distinguirlo de otros procesos como son el de colonización, naturalización o invasión (Richardson *et al*. 2000). Según estos autores, el concepto de introducción implica el traslado de una planta o de sus propágulos por el hombre a través de una barrera geográfica relevante, que se entiende que impediría su colonización natural.

La introducción de las especies exóticas en España se remonta a mediados del siglo XIX, al igual que en toda Europa, con los primeros ensayos de introducción realizados por propietarios particulares de las especies *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*, pero no es hasta la segunda década del siglo XX cuando se inicia verdaderamente su expansión y se generalizan los ensayos de introducción con diferentes especies (Echevarria 1952; Elorrieta 1964; IFIE 1967; Montero *et al*. 2005; Vadell Guiral *et al*. 2019). Es difícil realizar una estimación actual de la superficie ocupada por especies exóticas en España, por la pequeña extensión de algunas de las fincas, pero se estima que estará alrededor del millón de hectáreas (tabla 11.4, figura 11.14), lo que representaría, aproximadamente, el 4% de la superficie forestal española.

En el ámbito ornamental el uso de especies exóticas es muy elevado, como registran López Lillo y Sánchez de Lorenzo Cáceres (1999) que documentan el uso de más de 1500 especies o cultivares.

Tabla 11.4. Estimación de la superficie ocupada por las especies exóticas más empleadas en España (Aunós 2008a; Aunós 2008b; Aunós 2008c; Ruiz *et al.* 2008; Sixto *et al*. 2008; Aletà y Vilanova 2012; MAPA 2016).

Especies	Superficie estimada (ha)
Eucalyptus spp. (70% de *E. globulus*, 22% de *E. camaldulensis* y 8% *E. nitens*)	619918
Pinus radiata	263534
Híbridos de *Populus* spp.	132167
Pseudostuga menziesii	30000
Larix spp.	11000
Quercus rubra	7000
Pinus nigra subsp. *laricio*	11000
Platanus sp.	2612
Juglans major × *J. regia* (Mj209 × Ra) y *Juglans nigra* × *J. regia* (Ng23 × Ra)	2000
Juglans nigra	600

5.1. Justificación de su uso

La posibilidad de introducir una especie exótica, tras una homologación climática y edáfica entre la localidad de origen y la de introducción y siempre que dicha homologación resulte positiva, puede resultar posible. Además de posible, la introducción de la especie exótica debe resultar conveniente para lo cual se deben cumplir simultáneamente los siguientes requisitos:

- Que la especie exótica desempeñe un papel determinado con ventaja sobre las especies autóctonas. En el campo agrícola existen ejemplos notables que no

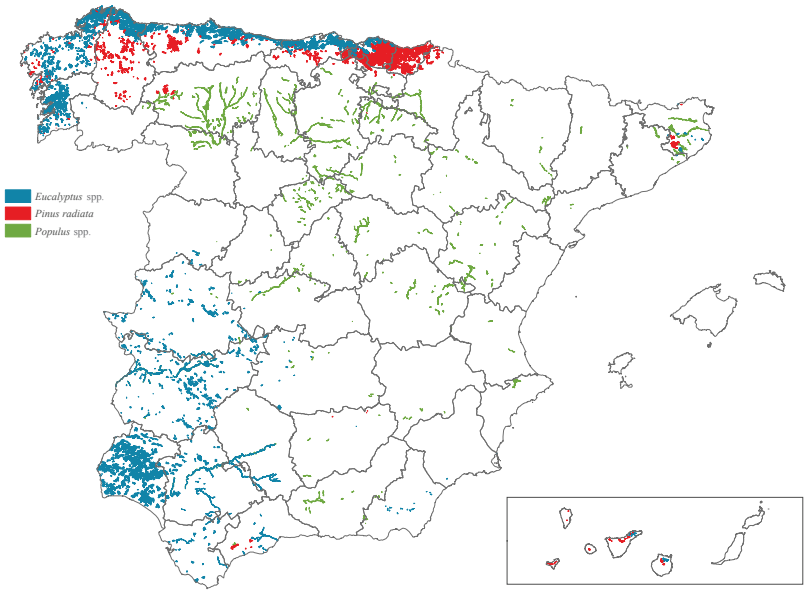


Figura 11.14. Distribución de las repoblaciones efectuadas con las principales especies exóticas de crecimiento rápido y medio utilizadas en España
(fuente: Vadell *et al.* 2017 a partir del Mapa Forestal de España E 1:1000000).

requieren mayor comentario: patata, maíz, girasol, tomate, pimiento, etc. En el campo forestal este papel puede estar justificado en relación a:

- Producción de materias primas. Es el caso más común que ha justificado la mayor parte de las introducciones de las especies exóticas en el mundo y de las plantaciones forestales en general (Kanninen 2010; Salmón Rivera *et al.* 2016) (SFM (tabla 11.5). En España, a esta finalidad responde la introducción de especies que presentan ventajas de carácter tecnológico o económico como *Pinus radiata* y *Pseudotsuga menziesii*, que tienen crecimientos mayores que las especies autóctonas de las áreas en que se introducen e incluso, como el abeto Douglas, mejor calidad de madera (Henin *et al.* 2019). También es el caso del uso de diferentes especies del género *Eucalyptus*, principalmente *E. globulus, E. camaldulensis* y *E. nitens*, justificado por su gran crecimiento, los pequeños costes selvícolas por su adecuación al tratamiento en monte bajo, en los dos primeros casos, y a unas características tecnológicas hasta ahora insustituibles en la fabricación de papel. Además de estas especies, con un carácter también intensivo se usan los híbridos del género *Populus*, especialmente de *Populus deltoides* y *Populus nigra* (*P. ×euramericana*) y, de introducción más reciente, de *Populus deltoides* y *Populus trichocarpa* (*P. ×interamericana*). Para la producción de madera de calidad, frente al autóctono *Juglans regia* hoy se usan, también, el nogal americano (*Juglans nigra*) y materiales híbridos de *Juglans*. Para cultivos energéticos se están ensayando diferentes clones de chopo, sauces y otras especies como *Pawlonia* spp.

Tabla 11.5. Producción media de las principales especies exóticas utilizadas en España, según zona, calidad de estación y turno medio de corta (Aunós y Vega 2008; Ruiz *et al*. 2008; Sánchez y Aunós 2008; Rueda y García Caballero 2021).

Especie	Zona	Clase de calidad	Crecimiento medio (m^3 ha^{-1} $año^{-1}$)	Turno medio (años)
Eucalyptus globulus	Noroeste	I	33,2 a 35,7	12-18
		II	21,8 a 26,6	
		III	13,4 a 18,9	
		IV	7,2 a 12,7	
	Suroeste	I	9,7	12
		II	8,2	
		III	5,9	
		IV	3	
Pinus radiata		I	18,7 a 24,8	32-35
		II	16,2 a 20,9	
		III	14 a 17,3	
		IV	11,6 a 13,7	
Pseudotsuga menziesii	Guipúzcoa		20	60-70
	Galicia y Asturias	I	12,5	
		II	22	
	Cataluña		16	
Populus ×euramericana (clon 'I-214'; marco 6 × 6 m)	Castilla y León	I	30,1	15
		II	20,4	14
		III	13,1	14
		IV	7,8	16
		V	42,2	21

Otras especies de interés económico o tecnológico que ocupan pequeñas superficies o están todavía en fase de experimentación son: *Abies grandis, A. concolor*, *Larix leptolepis*, *L. decidua*, *Chamaecyparis lawsoniana, Libocedrus decurrens*, *Sequoia sempervirens*, *Picea abies*, *P. sitchensis, Pinus lambertiana*, *P. ponderosa*, *P. contorta*, *P. nigra* subsp. *laricio*, *Tsuga heterophylla*, *Cryptomeria japonica*, *Prunus serotina*, *Liriodendron tulipifera*, *Liquidambar styraciflua* o *Quercus rubra.*

En la actualidad, el 59% de las cortas anuales que se producen en España se realiza de estas especies exóticas (MAPA 2016).

- Repoblaciones protectoras. Otro posible objetivo de la introducción de especies exóticas está relacionado con situaciones en que la degradación del suelo ha sido tan grande, o existe una propiedad edáfica muy limitante, que no existan especies autóctonas capaces de vivir allí. Uno de estos casos pueden ser los cultivos agrícolas abandonados sobre suelos muy arcillosos o afectados de salinidad, en los que se está ensayando la introducción de especies de género *Prosopis*. Otro ejemplo, poco extendido es el de *Pinus brutia* var. *eldarica*, especie no calcífuga, que soporta climas más fríos e igual de xéricos que *Pinus halepensis* (Tella *et al*. 1997).
- Fijación de CO_2. Las especies de crecimiento rápido, que en nuestro país son principalmente exóticas, son las que también tienen una mayor capacidad de absorción de CO_2 que las autóctonas de crecimiento más lento (tabla 11.6). Eso trae como consecuencia que dentro de los mecanismos de compensación de las emisiones de CO_2, las plantaciones con especies de crecimiento rápido sean las más frecuentes en la mayoría de los países del mundo.
- Mayor resistencia o inmunidad frente a plagas o enfermedades. Cuando una especie autóctona sufre ataques bióticos de imposible control, la estrategia adecuada es encontrar estirpes resistentes que la sustituyan. Un línea, que suele tener escaso éxito en estas situaciones, es encontrar ejemplares resistentes dentro de la misma especie, aunque en el caso de *Ulmus minor* ya existe una serie de clones de origen ibérico que están mostrando un gran comportamiento frente a la grafiosis (*Ophiostoma novo-ulmi*) (Venturas *et al*. 2013). Normalmente, mayor eficacia se consigue generando híbridos que hereden el carácter resistente, como es el caso de los híbridos de *Castanea sativa* con el japonés *C. crenata* o el chino *C. mollisima* frente a la enfermedad de la tinta (*Phytophthora cinnamomi*). Aunque no hay ningún híbrido absolutamente resistente a la enfermedad de la tinta, en la actualidad se dispone de clones del híbrido *C. crenata* × *C.sativa* con diferentes características y aptitudes para la producción de madera (Fernández-López y Miranda-Fontaiña 2007). Otra alternativa es encontrar especies afines, que puedan ocupar las mismas estaciones que la especie autóctona afectada, para desempeñar funciones semejantes, como puede ser el caso del asiático *Ulmus pumila* frente al autóctono *Ulmus minor*.

- El segundo requisito es que la introducción de la especie exótica no suponga un perjuicio irreversible en el funcionamiento de los ecosistemas donde se aloja. Estos perjuicios pueden versar sobre: propagación incontrolada e incontrolable; contaminación genética; problemas fitosanitarios, riesgos sobre la biodiversidad, alteraciones edáficas y modificaciones trascendentes en el ciclo del agua.
  - Propagación incontrolada e incontrolable. Esta propagación hace referencia al concepto de invasión. Este término implica que las especies introducidas pueden establecerse de manera natural fuera de su área de introducción, tanto en ecosistemas degradados como naturales o seminaturales (Richardson *et al.* 2000), interaccionando con las especies nativas características de los mismos.

Tabla 11.6. Relación de las especies forestales autóctonas y exóticas con mayor capacidad de absorción de CO_2 por pie a los 30 años (MITECO 2020).

Especie		CO_2 (t pie^{-1})
Eucalyptus globulus	exótica	2,04
Eucalyptus camaldulensis	exótica	1,57
Pseudotsuga menziesii	exótica	1,3
Populus ×euramericana	exótica	1,18
Pinus radiata	exótica	1,17
Populus nigra	autóctona	1,01
Salix spp.	autóctona	0,9
Pinus pinaster subsp. *atlantica* (zona norte costera)	autóctona	0,69
Populus alba	autóctona	0,67
Pinus pinaster subsp. *atlantica* (zona norte interior)	autóctona	0,58
Larix spp.	exótica	0,52
Abies pinsapo	autóctona	0,33
Ulmus spp.	autóctona	0,27
Sorbus spp.	autóctona	0,25
Acer spp.	autóctona	0,22
Quercus rubra	exótica	0,22
Castanea sativa	autóctona	0,19

En el Catálogo español de especies exóticas invasoras se define como tal la "especie exótica que se introduce o establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural, y que es un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor, o por el riesgo de contaminación genética". Por el contrario, se entiende por especie naturalizada, según la Ley de Patrimonio Natural y la Biodiversidad (Ley 42/2007), "la especie exótica establecida en el ecosistema con carácter permanente, introducida legalmente antes de la entrada en vigor de la presente Ley, y respecto de la que no existan indicios ni evidencias de efectos significativos en el medio natural en que habita, presentando además un especial interés, social o económico". Por tanto, según estas definiciones, la diferencia entre especie invasora y naturalizada radica en ser una amenaza para la diversidad biológica nativa o que existan evidencias de efectos negativos significativos en el medio en el que habita. Esta distinción ha sido motivo recientemente de una enorme controversia por el interés de declarar a los eucaliptos como especies invasoras (Lamigueiro 2020).

Este riesgo derivado de la introducción de especies exóticas es muy importante en el caso de especies animales, tanto terrestres como acuáticas. En las especies vegetales el riesgo es inversamente proporcional a la talla. Es muy importante el riesgo y la frecuencia en especies herbáceas anemócoras e hidrócoras (Sanz Elorza *et al*. 2004). Podemos citar el ejemplo de *Cynodon dactylon* en el hemisferio

sur o de *Cortadeira selloana* en la cornisa cantábrica. Menor riesgo presentan las leñosas con talla arbustiva o de matorral, entre las que cabe citar a *Buddleja davidii* en arroyos del Pirineo. De una forma menos frecuente en cuanto a especies y de mayor facilidad en el control se manifiesta el problema con especies arbóreas. En el caso español, común en toda Europa (Ennos *et al*. 2019), las especies arbóreas que han mostrado un carácter más invasor son *Acacia dealbata y Ailanthus altissima* (figura 11.15), incluidas ambas en el Catálogo español de especies exóticas invasoras. En Canarias se consideran, también, como invasoras las acacias *A. farnesiana* y *A. salicina*. La gran expansión de estas especies se debe a su gran uso ornamental en carreteras, caminos, parques, riberas, etc.

En cuanto al riesgo de invasión por las especies exóticas de crecimiento rápido más utilizadas en plantaciones forestales se puede estimar que el riesgo es bajo como lo prueban los datos del Inventario Forestal Nacional que en el año 2002 estimaba una regeneración nula o escasa en el 98% de las plantaciones de *Eucalyptus globulus*, un 78% en las de *E. camaldulensis*, un 93% en las de *Pinus radiata* y un 75% en las choperas (Solano 2006).

Ailanthus altissima naturalizado al borde de una carretera (foto: R Serrada).

Acacia dealbata en flor en una plantación de *Eucalyptus globulus* en Valga (Pontevedra) (foto: J Picos).

Figura 11.15. Ejemplos de dos especies con un marcado carácter invasor.

- Contaminación genética. Este hecho se produciría en el caso de que la especie alóctona pudiera hibridarse de forma espontánea con las autóctonas con las que pudiera compartir estación debido a su proximidad filogenética. En este sentido, entre las especies exóticas usadas en el ámbito forestal en España se conocen pocos casos de hibridación con especies nativas salvo algunos referidos a los géneros *Populus* y *Castanea*. Este es el caso de introgresión genética descrita de algunos clones de *Populus ×euramericana* con poblaciones naturales de *Populus nigra* (Agúndez *et al*. 2001) y de castaños de procedencia asiática con *Castanea sativa* (Cuenca *et al*. 2013). En el ámbito ornamental también hay referencias, como la hibridación del fresno americano (*Fraxinus pennsylvanica*) con el autóctono *Fraxinus angustifolia* descrito en el río Segre (Marrugat 2009) y del *Populus alba* var. *pyramidalis* (conocido también como chopo *bolleana*) con *P. tremula*. Este híbrido supone una introgresión respecto al híbrido natural *Populus ×canescens*.

- Problemas fitosanitarios. Uno de los riesgos de la introducción de especies exóticas es que puedan expandir plagas o enfermedades propias de las mismas a las especies nativas con las que comparten hábitat. En el caso de las especies exóticas más utilizadas en España las plagas y enfermedades más características en ellas detectadas (tabla 11.7) presentan características diferentes según la especie. Así, o son muy selectivos de la especie afectada como es el caso de los eucaliptos, o son propios de todo el género o familia como ocurre con la mayor parte de las enfermedades y plagas de las Salicáceas. En el caso de *Pinus radiata* es una situación intermedia dado que a las enfermedades que causan grandes daños a sus masas en nuestro país también presentan un grado de susceptibilidad variable nuestros pinos autóctonos.

  Un caso que merece mención especial es la detección en Asturias, en plantaciones de manzanos, de dos insectos característicos del eucalipto como son *Ctenarytaina spatulata* y *C. eucalypti* que podrían ser insectos vectores de la fitoplasmosis en el manzano (Rosa *et al*. 2014).
- Riesgos sobre la biodiversidad. Los estudios sobre composición florística del eucaliptal no han evidenciado una pérdida de la biodiversidad vegetal en el mismo, evidenciándose un predominio de especies con sistemas radicales rizomatosos o profundos (*Pteridium aquilinum, Rubus* spp.) (Bará *et al.* 1985). Estos mismos autores, no encontraron diferencias significativas en cuanto a las comunidades microbiológicas ni en cuanto a la mesofauna del suelo.
- Alteraciones edáficas. Estas alteraciones se han referido a la acidificación, riesgos de podsolización, fitotoxicidad, elevado consumo de nutrientes, compactación (Turner y Lambert 1988; Merino *et al.* 2004). En los estudios realizados por varios autores sobre el impacto de *Eucalyptus globulus* en suelos de Galicia (Bará *et al*. 1985; Calvo 1992), comparando con los suelos de pinar autóctono y de robledal, no se constata un efecto acidificante de esta especie, dependiendo los valores del mismo de la naturaleza litológica de la roca madre de la que deriven. En cuanto a la mayor acidez del agua de lluvia que lava las copas de las diferentes especies, las especies que se han encontrado que tienen un carácter más acidificante son los pinos, registrando el eucalipto valores similares al roble (Calvo 1992). En cuanto a los riesgos de podsolización, Calvo (1992) los descarta en la medida que las transformaciones mineralógicas que los caracterizan no tienen nunca lugar en Galicia más que sobre cuarcitas o areniscas y nunca sobre rocas con elevados contenidos de Al y Fe. En cuanto a la fitotoxicidad de las especies existen pocos estudios en nuestro país que confirmen este hecho, aunque cuando se ha podido intuir en ensayos de germinación, ha tenido un efecto temporal inicial de corta duración en el caso de *Ecalyptus globulus*, no observándose en el caso de *Pinus radiata*. A largo plazo también se han detectado efectos inhibitorios de la germinación, aunque estos se han observado tanto en las especies exóticas como en las nativas ensayadas (Souto *et al*. 1993). Por el tipo de ensayo realizado no es posible concluir si esta diferencia en la germinación se debe a problemas de fitotoxicidad o de una interacción con

Tabla 11.7. Enfermedades y plagas más características detectadas en España en las especies forestales introducidas de mayor utilización en el ámbito forestal (Martín *et al.* 2018, Rueda *et al.* 2014; 2016; 2018).

Especie	Organismo nocivo	Observaciones
Eucalyptus spp.	*Mycosphaerella* spp. (hongos)	
	Teratosphaeria spp. (hongos)	
	Phoracantha semipunctata (coleóptero)	Detectada por primera vez en 1981 en Huelva y en 1987 en Galicia. Daños de relevancia solo se han registrado en Huelva.
	Ctenarytaina spatulata y *C. eucalypti* (psílidos)	Preferencia por *E. globulus* y *E. nitens*. Detectados en España por primera vez en 2003 y 1972, respectivamente
	Glycaspis brimblecombei (psílido)	Preferencia por *E. camaldulensis*. Detectado por primera vez en España en 2007.
	Blastopsylla occidentalis (psílido)	Preferencia por *E. camaldulensis*. Detectado por primera vez en Europa y el suroeste de España en 2006
	Gonipterus platensis (curculiónido)	
Pinus radiata	*Lecanosticta acicola* (banda marrón) (hongo)	También sobre *Pinus nigra* subsp. *laricio*
	Dothistroma septosporum y *D. pini* (banda roja) (hongos)	
	Fusarium circinatum (chancro resinoso del pino) (hongo)	Referido también sobre *Pseudotsuga menziesii* (también sobre pinos autóctonos). Detectado por primera vez en 2003 en Asturias en plántulas de vivero de *Pinus radiata* y *P. pinaster* y, posteriormente, en masas de *P. radiata* en Cantabria
Populus spp. (híbridos productivos)	*Melampsora larici-populina* (hongo)	
	Marsonina brunnea (hongo)	Detectada en España por pirmera vez en 1976; actualmente extendida por todas las regiones populicultoras
	Phloeomyzus passerinii (áfido)	En España fue identificada en los año 30

los microorganismos del suelo (Van der Putten *et al.* 2013). En otros estudios realizados sobre la composición florística de los eucaliptales se ha registrado regenerados de frondosas, pastizales o matorrales por lo que los problemas de fitotoxicidad no se han evidenciado (Bará *et al.* 1985).

Los problemas de aumento de la compactación en el suelo está relacionado con la organización de las operaciones de corta y desembosque, mientras que en el caso de la fertilidad no se han observado diferencias significativas entre

los distintos suelos, ya por si pobres en nutrientes (Bará *et al.* 1985; Calvo 1992). No obstante, dependiendo del modelo de gestión de la masa y de la gestión de los residuos de corta que se realice es posible que se pueda romper el ciclo de nutrientes precisándose de fertilización en las nuevas plantaciones (Rodriguez-Soalleiro *et al*. 2004; Cambi *et al.* 2015). En el caso de *Pinus radiata* se han descrito efectos positivos en cuanto a la reducción del riesgo de movimientos en masa en Nueva Zelanda, al mejorar la estabilidad del suelo, y reducción de la salinización del suelo en Australia (Mead 2013).

- Modificaciones en el ciclo del agua. Las modificaciones en el ciclo del agua motivadas por la introducción de especies de alto crecimiento se podrían relacionar con un aumento relativo de la intercepción y de la transpiración, en comparación con un estado inicial de una cuenca poblada por comunidades de herbáceas y de matorrales, aunque este efecto también lo producen, en mayor o menor medida, las especies autóctonas. Existen numerosos estudios que abordan este tema en general para las plantaciones forestales (Keenan y Van Dijk 2010) o en particular para las especies de crecimiento rápido (Gras 1993; Shi *et al.* 2012; Mead 2013). Estos estudios se realizan en un contexto de cambio climático y de una mayor necesidad de agua para la sociedad, por lo que se hace necesario reflexionar sobre el balance agua azul *vs* agua verde, sobre todo en los ambientes donde este recurso es más escaso (Birot *et al.* 2011). El efecto de las plantaciones es muy variable sobre los distintos factores que componen el ciclo del agua (intercepción, transpiración, condensación, evaporación, infiltración, escorrentía, caudal, etc.) y está influido, a su vez, por diversos factores como el relieve, las características del suelo, el tipo de especie, la edad de la masa o el modelo de selvicultura aplicada (programa de claras, turno de corta, etc.). Aunque a nivel de la plantación o rodal se puede generalizar que las plantaciones de crecimiento rápido conllevan un mayor consumo de agua que las comunidades de sistemas radicales más superficiales (matorrales, herbáceas) a escala cuenca el balance no es tan fácil si la plantación no ocupa una superficie relevante en la misma (> 20%) (Keenan y Van Dijk 2010). La pérdida de recurso hídrico por causa de la repoblación forestal, independientemente de su composición específica, hay que valorarla en relación con el balance global de la cuenca y en cualquier caso el efecto será proporcional a la extensión repoblada y a la espesura de la masa, aspectos ambos de fácil programación y corrección. A su vez, la ligera pérdida de recurso hídrico por intercepción es compensada, desde el punto de vista del abastecimiento, por la regulación del régimen de caudales. El análisis de este impacto a través de cálculos simplistas sobre la evapotranspiración de las diferentes masas distorsiona el balance global que debe estar basado en un análisis detallado de cada uno de los elementos que componen el ciclo del agua.

  En concreto, según Gras Lope (1993), comparando masas de espesura homologable de eucalipto y pino gallego, la intercepción del eucalipto afecta al 15% de la precipitación anual, mientras que el pino intercepta el 25%. Esta intercepción del eucalipto fue compensada por su efecto sobre la condensación de nieblas, que supuso un incremento del 15% de la precipitación. El consumo por evapotranspiración fue similar en ambos tipos de masa y directamente proporcional, en el espacio y en el tiempo, a la disponibilidad hídrica.

Como conclusión, el análisis de las plantaciones con especies de crecimiento rápido exóticas debe tener presente los efectos sobre los diferentes elementos del ecosistema donde se implantan y sobre el conjunto de bienes y servicios que provoca, sólo así, desde un enfoque global, puede hacerse una balance real del uso de estas especies. Además, hay que animar a que el modelo de gestión que en ellas se practique se ajuste a los criterios expuestos para su acreditación como gestión forestal sostenible (AENOR 2013). En esta línea ya hay certificadas por el sistema PEFC 2,3 millones de hectáreas en España de las que el 47% corresponden a pinares y un 6% a eucaliptales.

5.2. Proceso de introducción

Para evitar los problemas que la introducción de una especie exótica puede ocasionar sobre el ecosistema receptor de la misma debe realizarse una análisis detallado de la especie, de su ecosistema de origen y del ecosistema de destino, indicando los objetivos preferentes que justifican dicha introducción. El proceso de identificación de compatibilidad y de elección de una especie exótica para la repoblación no difiere respecto del seguido con las especies autóctonas. Se ha hecho mención a la homologación ecológica, que es similar al análisis de los factores ecológicos y a la integración de la especie en el nuevo ecosistema, que se realiza a través del análisis de los que hemos denominado factores bióticos. Ahora bien, en la decisión de introducir especies exóticas se prestará especial atención a las siguientes cuestiones:

- Caracterización de la especie a introducir en su hábitat natural. En especial se describirá su habitación, biología reproductiva, temperamento, porte y enraizamiento, crecimiento, longevidad, reproducción, plagas y enfermedades característicos en su lugar de origen, etc. De forma específica se describirá la variabilidad genética en su área natural, su plasticidad fenotípica y la proximidad filogenética con las especies que compartirá hábitat en su lugar de utilización. También se describirá el modelo selvícola que se sigue y los productos que del mismo se obtienen. Asimismo, se describirá la historia de su uso tanto en su hábitat natural como en otros que haya sido introducido. Si alguna de estas características se desconoce de su hábitat natural habría que realizar ensayos en el mismo para caracterizarla.
- Caracterización de su hábitat natural. Desde el punto de vista de sus características fisiográficas, climáticas y edáficas, con especial referencia a sus valores extremos. Particularmente, hay que detallar el estudio de las temperaturas mínimas, pues los mayores fracasos en la introducción de eucaliptos y pino insigne han sido por heladas. La falta de disponibilidades hídricas, si bien no suelen comprometer la vida de la masa, conducen a crecimientos o productividades reales similares a las de las especies autóctonas, lo que invalida la ventaja de las exóticas. La introducción de una especie exótica con fines de producción de madera está justificada en que puede llegar a dar como productividad real el doble de la productividad potencial, definida para la especie autóctona de máximo rendimiento. Si las heladas reiteradas, o las sequías extraordinarias, o una mala condición edáfica como baja fertilidad o alta pedregosidad, o la combinación de dos o más circunstancias de las apuntadas, conducen a que la productividad real de la especie exótica es similar a la de las especies autóctonas, dicha introducción

deja de tener justificación. Este es el hecho que se ha manifestado en repoblaciones con eucaliptos en Extremadura y que recomienda, en la actualidad, realizar un cambio de especies.

Se describirán, también, el régimen de perturbaciones al que está sometido en su hábitat natural y su respuesta, así como las características bióticas más relevantes que hagan referencia a la vegetación y fauna con la que comparte el hábitat y las interacciones que con ellas establece.

- Caracterización del hábitat de destino. De forma similar a la descripción de su hábitat natural se caracterizará el hábitat de destino con el objetivo de homologar las características de estación.

Una vez caracterizados estos aspectos convienen realizar una serie de ensayos en el hábitat de destino:

- Propagación de planta en vivero. Se caracterizará cual es el programa de cultivo de la especie y sus requerimientos en cuanto a las necesidades de recursos. Asimismo, se valorará, de forma exhaustiva, los posibles daños por plagas o enfermedades que se pudieran detectar.
- Ensayos de introducción de la especie, que pueden combinarse con ensayos de procedencias (ver capítulo 12) con objeto comprobar cuál se adapta mejor a las condiciones del hábitat. En ellos se valorará el comportamiento de la especie y el impacto sobre los elementos bióticos y abióticos del ecosistema donde se ha introducido.

Cuando se disponga de los resultados de estos ensayos se valorará la conveniencia de su introducción.

BIBLIOGRAFÍA

AENOR (2013) UNE 162002. Gestión forestal sostenible. Criterios e indicadores. AENOR, Madrid

Agúndez D, Fluch S, Alba N, Maestro C (2001) Introgresión genética procedente de plantaciones de híbridos en rodales naturales de Populus nigra. En: SECF (ed) 3 Congreso Forestal Español. Junta de Andalucía, Granada, pp 546-552

AIDIMA (2015) PROINNOMADERA. Actividades desarrolladas en 2015. AIDIMA, Valencia

Aletà N, Vilanova A (2012) Juglans spp. En: Pemán J, Navarro-Cerrillo R, Nicolás JL, *et al*. (eds) Producción y manejo semillas y plantas Forestales. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid, pp 606-631

Allué JL (1990) Atlas fitoclimático de España. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Madrid

Álvarez L (1997) Selvicultura de masas mixtas: Introducción de la encina bajo cubierta de pinares sierra de Filabres, Almería. Universidad Politécnica de Madrid

Álvarez L, Alejano R, Madrigal A, *et al*. (1997) Influencia de los tratamientos selvícolas destinados a optimizar el desarrollo de Quercus ilex subsp. ballota bajo la cubierta de pinares de repoblación. 2 Congreso Forestal Español, Pamplona.

Aunós A (2008a) Selvicultura de Quercus rubra. En: Serrada R, Montero G, Reque J. (eds) Compendio de Selvicultura aplicada en España. INIA, Madrid, pp 773-778

Aunós A (2008b) Selvicultura de Larix spp. En: Serrada R, Montero G, Reque J. (eds) Compendio Selvicultura Aplicada en España. INIA, Madrid, pp 259-266

Aunós A (2008c) Selvicultura de Pinus nigra Arn. subsp. laricio (Poiret) Maire. En: Serrada R, Montero G, Reque J. (eds) Compendio de Selvicultura aplicada en España. INIA, Madrid, pp 357-366

Aunós A, Vega G (2008) Selvicultura de Pseudotsuga menziesii. En: Serrada R, Montero G, Reque J. (eds) Compendio Selvicultura Aplicada en España. INIA, Madrid, pp 643-656

Bará Temes S, Rigueiro Rodríguez A, Gil Sotres MC, Mansilla Vázquez P, Alonso Santos M (1985) Efectos ecológicos del Eucalyptus globulus en Galicia. Estudio comparativo con Pinus pinaster y Quercus robur. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Madrid

Benito-Garzón M, Fernández-Manjarrés JF (2015) Testing scenarios for assisted migration of forest trees in Europe. New For 46:979-994

Birot Y, Gracia C, Palahí M (coor.) (2011) Water for forests and people in the Mediterranean region. European Forest Institute (EFI)

Björkman O (1981) Responses to different quantum flux densities. En: (Lange O.L., Nobel P.S., Osmond C.B., Ziegler H., eds) Physiological plant ecology I, Springer-Verlag, Berlin, pp. 57-107

Bonet A (2004) Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. J Arid Environm 56, 213-233

Bonet FJ, Villegas I, Navarro J, Zamora R (2009) Breve historia de la gestión de los pinares de repoblación en Sierra Nevada. Una aproximación desde la ecología de la regeneración. En: SECF (ed) 5 Congreso Forestal Español. Sociedad Española de Ciencias Forestales, Ávila, pp 1-13

Cabrera HH (2002) Respuestas ecofisiológicas de plantas en ecosistemas de zonas con clima mediterráneo y ambientes de alta montaña. Rev. Chil. Hist. Nat 75,625-637

Canadell J, Djema A, López B, Lloret F, Sabaté S, Siscart D, Gracia C (1999) Structure and dynamics of the root systems. En: Ecology of Mediterranean evergreen oak forests, (Rodá F, Retana J, Gracia C, Bellot J, eds). Springer-Verlag, Berlin, pp. 47-59

Calvo R (1992) El Eucalipto en Galicia. Sus relaciones con el medio natural. Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela

Cambi M, Certini G, Neri F, Marchi E (2015) The impact of heavy traffic on forest soils : A review. For Ecol Manage 338:124-138

Campbell E, Saunders SC, Coates D, *et al*. (2009) Ecological resilience and complexity: A theoretical framework for understanding and managing British Columbia's forest ecosystems in a changing climate. B.C. Min. For. Range, For. Sci. Prog., Victoria B.C.

Carreras C (2006) Diversificación estructural de masas forestales artificiales: resultados de ensayos en Andalucía Oriental. Investig Agrar Sist y Recur For FS:103-110

Chandler C, Cheney P, Thomas P, Trabaud L, Williams D (1983) Fire in forestry. Vol. I. John Wiley & Sons, Nueva York

Costa Tenorio M, Morla Juaristi C, Sainz Ollero H (1990) La evolución de los bosques de la Península Ibérica: una interpretación basada en datos paleobiogeográficos. Ecología, Fuera de Serie 1: 31-58

Colinas C, Capdevila J, Oliach D, *et al*. (2007) Mapa d'aptitud per al cultiu de la tòfona negra (Tuber malanosporum Vitt) en Cataluña. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Solsona

Cuenca B, González-González M, López-Rodríguez M, *et al*. (2013) ¿Hablan Japonés los castaños gallegos? Introgesión genética en el castaño del país. 6 Congreso Forestal Español, Vitoria.

Echevarria I (1952) Producción de Eucalyptus globulus. IFIE, Madrid

Elmqvist T, Folke C, Nystrom M, *et al*. (2003) Response diversity, ecosystem change, and resilience. Front Ecol Environ 1:488-494

Elorrieta J (1964) Ensayos de los pinos ponderosa y jeffrey en la vertiente sur de Sierra Nevada (Granada). Años 1922 a 1962. Madrid

Ennos R, Cottrell J, Hall J, O'Brien D (2019) Is the introduction of novel exotic forest tree species a rational response to rapid environmental change? – A British perspective. For Ecol Manage 432:718-728

Fernández F (1986) Los bosques mediterráneos españoles. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid

Fernández-López J, Miranda-Fontaiña M (2007) Materiais de base de clons de castiñeiro híbrido para a producción de madeira (Castanea crenata x Castanea sativa). Centro de Investigación e Información Ambiental de Lourizán. Xunta de Galicia

Fernández-Manjarrés JF, Benito-Garzón M (2015) El debate de la migración asistida en los bosques de Europa Occidental. En: Herrero A, Zavala M (eds) Los Bosques y la Biodivers. Frente al Cambio Climático Impactos, Vulnerabilidad y Adapt. en España. Inf. evaluación. MAGRAMA, Madrid, pp 463-468

Gandullo JM, Serrada R (1977) Mapa de productividad potencial forestal de la España Peninsular. INIA. Mon. núm. 16. Madrid.

Gandullo JM, Sánchez Palomares O (1994) Estaciones ecológicas de los pinares españoles. Colección Técnica. ICONA, Madrid

Gandullo JM, Sánchez-Palomares O (2000) Programa Pinares. Montes 60:5–9

García-López J, Allué Camacho C (2009) CLIMATFOREST 1.0. Un programa actualizado para la diagnosis fitoclimática. Montes 96:27-32

García Salmerón J (1980) Los diagramas bioclimáticos y su utilización forestal. Fôret Mediterranéenne I:165-178

García Salmerón J (1991) Manual de repoblaciones forestales. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Fundación Conde del Valle de Salazar, Vol. I, Madrid

Gil L, Prada MA (1993) Los pinos como especies básicas de la restauración forestal en el medio mediterráneo. Ecología 7:113-126

Gómez-Aparicio L, Zavala MA, Bonet FJ (2009) Are pine plantations valid tools for restoring Mediterranean forests? An assessment along abiotic and biotic gradients. Ecol Appl 19:2124-2141

González-Moreno P, Quero JL, Poorter L, *et al*. (2011) Is spatial structure the key to promote plant diversity in Mediterranean forest plantations? Basic Appl Ecol 12:251-259

González Vázquez E (1947) Selvicultura. Vol I. Editorial Dossat, Madrid

Gras Lope JM (1993) Investigación sobre las relaciones hídricas de las plantaciones de Eucalyptus globulus en Galicia. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid

Guerrero Campo J (1998) Respuestas de la vegetación y de la morfología de las plantas a la erosión del suelo. Valle del Ebro y Prepirineo Aragonés. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Zaragoza

Henin J, Pollet C, Schmitt U, *et al*. (2019) Technological properties of Douglas-fir wood. En: Spiecker H, Lindner M, Schuler J (eds) Douglas-fir an option Eur. European Forest Institute, pp 89-98

IFIE (1967) Resultados de las experiencias sobre introducción de especies forestales en el monte Vertiente Sur de Sierra Nevada (Lanjarón) Granada. Madrid

Kanninen M (2010) Plantation forests: global perspectives. En: Bauhus J, van der Meer J, Kanninen M (eds) Ecosyst. goods Serv. from Plant. For. Earthscan, London, pp 1-15

Keenan R, Van Dijk A (2010) Planted forests and water. Ecosyst. goods Serv. from Plant. For. Earthscan, London, pp 77-95

Kozlowski T, Kramer PJ, Pallardy SG (1991) The physiological ecology of woody plants. Academic Press, San Diego

Lamigueiro M (2020) El eucalipto: una especie jurídica controvertida. La respuesta del Derecho en Galicia. Actual Jurídica Ambient 97:1-25

Levitt J (1980) Responses of plants to environmental stresses. Vol II.Academic Press, NY

Liang J, Crowther TW, Picard N, *et al*. (2016) Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. Science 354: 6309

Long SP, Humphires S, Falkowski PG (1994) Photoinhibition of photosynthesis in nature. Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol 45, 633-662

López Leiva C, Escribano R (1999) Criterios para el análisis de la vegetación en los estudios de paisaje. Montes 55, 44-51

López-Lillo A, Sánchez de Lorenzo Cáceres J (1999) Árboles en España. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid

MAPA (2016) Anuarios estadística forestal. En: Minist. Agric. Pesca y Aliment. https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/forestal_anuarios_todos.aspx. Accessed 1 jul 2018

Marrugat J (2009) Comparació entre les poblaciones de Fraxinus angustifolia i Fraxinus pensylvanica en dos localitats del riu Segre. Universitat de Lleida

Martín-Alcón S, Coll L, Ameztegui A (2016) Diversifying sub-Mediterranean pinewoods with oak species in a context of assisted migration: Responses to local climate and light environment. Appl Veg Sci 19:254-266

Martín AG, Recio C, Molinero L (2018) Guía de gestión integrada de plagas: Eucalipto. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid

Matesanz S, Valladares F (2014) El papel de la plasticidad fenotípica en la respuesta de la vegetación mediterránea al cambio global. En: Herrero A, Zavala M (eds) Impactos, Vulnerabilidades y Adapt. los Bosques y la Biodivers. España frente al cambio climático. MAGRAMA, Madrid, pp 377-384

Mead D (2013) Sustainable management of Pinus radiata plantations; FAO Forestry Paper No. 170. FAO Forestry Paper 170, Rome

Merino A, Fernández-López A, Solla-Gullón F, Edeso J (2004) Soil changes and tree growth in intensively managed Pinus radiata in northern Spain. For Ecol Manage 196:393-404.

Merino D (1991) Cortavientos en Agricultura. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid

Miranda JD, Padilla FM, Puignaire FI (2004) Sucesión y restauración en ambientes semiáridos. Ecosistemas 13:1

MITECO (2020) Calculadora de proyectos de absorción de CO2. MITECO, Madrid.

Montero de Burgos JL (1987) La regresión vegetal y la restauración forestal. Bol Esta Cent Ecol 31:5-22

Montero de Burgos JL, González-Rebollar JL (1974) Diagramas bioclimáticos. ICONA, Madrid

Montero de Burgos JL, González Rebollar JL, García Salmerón J, Serrada R (1981) Restauración de espacios naturales degradados. Forestación y Reforestación. En Tratado del Medio Natural Tomo IV. UPM. CEOTMA. ICONA, Madrid

Montero G, Roig S, Martín B, *et al*. (2005) Red de parcelas de Introducción de Especies del IFIE-INIA (1966-1983). Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Madrid

Murado MA, Silva R, Xordo R, Castroviejo S (1978) Ecología y política en España. H.Blume Ediciones, Madrid

Onaindia M, Mitxelena A (2009) Potential use of pine plantations to restore native forests in a highly fragmented river basin. Ann For Sci 66:1-11

Pausas JG, Blad C, Valdecantos A, *et al*. (2004) Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain : New perspectives for an old practice – a review. Plant Ecol 171:209-220

Pausas JG (1999) Mediterranean vegetation dynamics: modelling problems and functional types. Plant Ecology 140, 27-39

Pemán García J, Navarro Cerrillo RM, Serrada Hierro R (2006) Elección de especies en las repoblaciones forestales. Contribuciones del profesor Ruiz de la Torre. Forest Systems, 15:87-102

Pemán J, Navarro-Cerrillo RM, Nicolás JL, Prada MA, Serrada R (Coords.) 2012 Producción y Manejo de Semillas y Plantas Forestales. Tomo I. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Serie Forestal, Madrid

Pemán J, Navarro-Cerrillo RM, Nicolás JL, Prada MA, Serrada R (Coords.) 2013 Producción y Manejo de Semillas y Plantas Forestales. Tomo II. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Serie Forestal, Madrid

Prévosto B, Monnier Y, Ripert C, Fernandez C (2011) Diversification of Pinus halepensis forests by sowing Quercus ilex and Quercus pubescens acorns: Testing the effects of different vegetation and soil treatments. Eur J For Res 130:67-76

Puerta-Piñero C, Brotons L, Coll L, González-Olabarría JR (2012) Valuing acorn dispersal and resprouting capacity ecological functions to ensure Mediterranean forest resilience after fire. Eur J For Res 131:835-844

Van der Putten WH, Bardgett RD, Bever JD, *et al*. (2013) Plant-soil feedbacks: The past, the present and future challenges. J Ecol 101:265-276

Quero J (2008) Naturalización de pinares en el Parque Natural Sierra de Cardeña y Montoro. En: Junta de Andalucía. http://wikiconservacion.org/wiki/index.php/Naturalización_de_pinares_en_el_Parque_Natural_Sierra_de_Cardeña_y_Montoro

Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, *et al*. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. Divers Distrib 6:93-107

Río M Del, Sterba H (2009) Comparing volume growth in pure and mixed stands of Pinus sylvestris and Quercus pyrenaica. Ann For Sci 66:502-502.

Rivas Martínez S (1987) Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España. ICONA, Madrid

Rodríguez-Soalleiro R, Balboa M, Álvarez-González J., *et al*. (2004) Efecto de la selvicultura en la extracción de nutrientes a lo largo del turno en plantaciones de tres especies de crecimiento rápido en el norte de España. Forest Systems, 13:114-126.

Rosa R, Somoao A, Moreno A, *et al*. (2014) The occurrence and abundance of two alien eucalypt psyllids in apple orchards. Pest Manag Sci 70:1676-1683

Rueda J (2013) Populus spp. Clones para producción de madera. En: Pemán J, Navarro-Cerrillo R, Nicolás J, *et al*. (eds) Producción y manejo semillas y plantas Forestales. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid, pp 39-56

Rueda J (2014) Efecto del ataque de Phloeomyzus passerinii (Sign.) en una parcela experimental de clones de chopos en el valle del Cega (Segovia). Consejería de Fomento y Medio Ambiente, Junta de Castilla y León, Valladolid

Rueda J (2016) Melampsora larici-populina Kleb.: incidencia en Castilla y León. Consejería de Fomento y Medio Ambiente, Junta de Castilla y León, Valladolid

Rueda J (2018) Susceptibilidad clonal de Populus spp. a Marssonina brunnea (Ell. et Ev.) Magn. Junta de Castilla y León, Consejería de Fomento y Medio Ambiente, Valladolid

Rueda J, García Caballero JL (2021) Populus ×euramericana 'I-214' en Castilla y León. Junta de Castilla y León, Consejería de Fomento y Medio Ambiente, Valladolid

Ruiz-Benito P, Gómez-Aparicio L, Zavala M a. (2012) Large-scale assessment of regeneration and diversity in Mediterranean planted pine forests along ecological gradients. Divers Distrib 18:1092-1106

Ruiz de la Torre J (1981) Vegetación natural. En: Ramos J (ed) Tratado del Medio Nat. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, pp 9-45

Ruiz de la Torre J (1990) Mapa Forestal de España. Memoria General. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid

Ruiz de la Torre J (1993) Objetivos de diversidad biológica en la reforestación de tierras agrícolas. Elección de especie y densidad de implantación. Montes 34: 20-30

Ruiz de la Torre J (2000) Botánica popular. Introducción a la Demobotánica. Fundación Conde del Valle de Salazar, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid

Ruiz de la Torre J, Carreras C, García Viñas I, Oti M (1996) Manual de la flora para la restauración de áreas críticas y diversificación en masas forestales. Consejería Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Sevilla

Ruiz F, López G, Toval G, Alejano R (2008) Selvicultura de Eucalyptus globulus Labill. En: Serrada R, Montero G, Reque J. (eds) Compendio Selvicultura Aplicada en España. Madrid, pp 118-154

Sanz Elorza M, Dana Sánchez ED, Sobrino Vesperinas E, eds.(2004) Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid

Salmón Rivera B, Barrette M, Thiffault N (2016) Issues and perspectives on the use of exotic species in the sustainable management of Canadian forests. Reforesta 261-280

Sánchez-Salguero R, Camarero JJ, Carrer M, *et al*. (2017) Climate extremes and predicted warming threaten Mediterranean Holocene firs forests refugia. Proc Natl Acad Sci U S A 114:E10142-E10150

Sánchez F, Aunós A (2008) Selvicultura de Pinus radiata. En: Serrada R, Montero G, Reque J (eds) Compendio Selvicultura Aplicada en España. INIA, Madrid, pp 471-502

Serrada R (1993) Criterios para la determinación de objetivos productores en la reforestación. Elección de especie y densidad de plantación. Rev. Montes 33: 112-115

Serrada R (2000) Apuntes de Repoblaciones Forestales. FUCOVASA, Madrid

Serrada R, Montero G, Reque J (eds) (2008) Compendio Selvicultura Aplicada en España. INIA, Madrid

Shi Z, Xu D, Yang X, *et al*. (2012) Ecohydrological impacts of eucalypt plantations: A review. J Food, Agric Environ 10:1419-1426

Sixto H, Grau J., González F (2008) Selvicultura de Populus spp. e híbridos. Populicultura. En: Serrada R, Montero G, Reque J. (eds) Compendio Selvicultura Aplicada en España. INIA, Madrid, pp 553-586

Solano J (dir) (2006) Criterios e indicadores de gestión forestal sostenible en los bosques españoles. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid

Soto D, García-Viñas J, Pérez-Bujarrabal E (2001) Expansión naturalizada de Abies pinsapo en España. En: SECF (ed) III Congreso Forestal Español, Granada

Souto X, González L, Reigosa M (1993) Estudio de los efectos alelopáticos producidos por partes aéreas de distintas especies arbóreas (Eucalyptus globulus, Acacia melanoxylon, Quercus robur,. En: SECF (ed) I Congr. For. Español. Xunta de Galicia, Pontevedra, pp 189-194

Taïbi K (2014) Integrated approach for addressing assisted population migration programs in forest management to climate change: out-planting performance, genotype by environment interactions, physiological and molecular response. Tesis doctoral

Tella Ferreiro G, Grau Corbí JM, Hernández Torres J, Cámara Obregón A (1997) Ensayo de procedencias de Pinus brutia Tenn. en María (Almería). En: Puertas F (ed.), Actas del II Congreso Forestal Español. Sociedad Española de Ciencias Forestales, Pamplona. pp. 633-638

Thompson I, Mackey B, McNulty S, Mosseler A (2009) Forest resilience, biodiversity, and climate change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series 43:1-67

Turner J, Lambert MJ (1988) Soil properties as affected by Pinus radiata plantations. New Zeal J For Sci 18:77-91

Vadell E, de Miguel S, Pemán J (2017) La actividad repobladora desarrollada a partir de 1940. Luces y sombras. En: Pemán J, Iriarte I, Lario F (eds) La restauración For. España 75 años una ilusión. Ministerio de Agricultura y Pesca Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp 175-226

Vadell Guiral E V, De Miguel Magaña S, Pemán Garcia J (2019) Tree species used in the reforestation of Spain since 1877 based on national forest maps. Hist Agrar 107-136

Valladares F (2001) Características mediterráneas de la conversión fotosintética de la luz en biomasa: de órgano a organismo. En: (Zamora R, Puignaire FI, eds.), Ecosistemas mediterráneos, análisis funcional. CSIC-AEET, Madrid, pp. 67-94

Valladares F, Doharro I, Sánchez-Gómez D, Pearcy RW (2005) Photoinhibition and drought in Mediterranean woody saplings: scaling effects and interactions in sun and shade phenotypes. J Exp Bot 56(411), 483-494

Vallejo R, Cortina J, Vilagrosa A, Seva JP, Alloza JA (2003) Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. En: (Rey JM, Espigares T, Nicolau JM, eds), Restauración de Ecosistemas mediterráneos, Universidad de Alcalá, Madrid, pp. 11-42

Van Lerberghe P, Balleux P (2001) Reforestación de tierras agrícolas. Guía Técnica. Institut pour le Développement Forestier, Paris

Velez R (1990) Algunas observaciones para una selvicultura preventiva de incendios forestales. Ecología, Fuera de Serie 1:561-571

Venturas M, Iglesias S, Nicolás J, *et al*. (2013) Ulmus minor Mill. En: Pemán J, Navarro-Cerrillo R, Nicolás J, *et al*. (eds) Prod. y manejo semillas y plantas For. Tomo II. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid, pp 575-597

Vilagrosa A (2002) Estrategias de resistencia al déficit hídrico en Pistacia lentiscus L y Quercus coccifera L. Implicaciones en la repoblación forestal. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante

Ximénez de Embún J, Ceballos L (1939) Plan para la repoblación forestal de España. En: Tres trabajos forestales. Homenaje a Luis Ceballos en su centenario. Edición facísmil de 1996. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Zavala M, Espelta J, Retana J (2000) Constraints and trade-offs in mediterranean plant communities: the case of Holm Oak-Aleppo Pine forests. Bot Rev 66:119-149

Zavala MA, Zea E (2004) Mechanisms maintaining biodiversity in Mediterranean pine-oak forests: Insights from a spatial simulation model. Plant Ecol 171:197-207

Capítulo 12
Elección de los materiales forestales de reproducción

María Aránzazu PRADA SÁEZ, Jesús RUEDA FERNÁNDEZ

1. Introducción

La gestión forestal en general y la práctica repobladora en particular no deben obviar los aspectos genéticos inherentes a las plantas y, por extensión, a las unidades en las que participan, desde las poblaciones a los ecosistemas, y a las interacciones propias de estas unidades, ya que la información genética que portan está detrás de todo proceso biológico (ver capítulo 2). En el contexto de las repoblaciones, la capacidad de los individuos de nueva implantación para adaptarse al sitio y responder positivamente a los cambios del medio condicionarán el éxito de la iniciativa, cualquiera que sea su objetivo preferente, desde la obtención de un beneficio económico que justifique la inversión hasta el restablecimiento de un ecosistema; y dependerá en gran medida de la información genética de los materiales de reproducción que se utilicen. Estos materiales deben tener la calidad suficiente para sobrevivir y desarrollarse en el medio en el que se implanten y se elegirán en función de los objetivos por los que se aborde la actuación.

La calidad de los materiales de reproducción, como se pone de manifiesto en el capítulo 16, puede definirse mediante cuatro componentes: morfológica, fisiológica, sanitaria y genética. Los tres primeros componentes, objeto del citado capítulo, si bien intrínsecamente ligados a las características genéticas de los materiales de reproducción, van a depender en gran medida de la gestión que se haga de éstos en su producción; su incidencia en el éxito o fracaso de la repoblación suele manifestarse a corto plazo. Por el contrario, la calidad genética de los materiales forestales de reproducción, o la adecuación de sus características para los fines planteados para la repoblación, tiende a manifestarse, salvo excepciones, a medio o largo plazo en términos de adaptación de las nuevas poblaciones a las condiciones del sitio y de su evolución o, en su caso, en las proyecciones económicas que se efectúen sobre su rendimiento en el turno, ya avanzado el estado de desarrollo de las plantas.

La consideración de las características genéticas de las semillas y de las plantas usadas en las repoblaciones en España es de historia relativamente reciente, fruto, en gran medida, de la aplicación de la normativa europea de comercialización de los materiales forestales de reproducción (Directiva 1999/105/CE). A pesar de la existencia de este marco normativo, que facilita la trazabilidad de los materiales hasta el usuario final, se detecta con frecuencia que los materiales que se emplean en las repoblaciones no resultan los más adecuados, ya sea por la deficiente elección de las especies o porque no existe criterio en cuanto a sus características genéticas; se llega a emplear, incluso, variedades ornamentales o clones productivos para la recuperación de ecosistemas degradados (figura 12.1).

Exceptuando las repoblaciones con un objetivo preferentemente productivo, la plantación de especies forestales (salvo los pinos, que suelen ser despreciados) se ha asumido por una parte de la sociedad como una acción "verde" para la promoción de la biodiversidad. Más allá de las repoblaciones enmarcadas en el quehacer de las administraciones forestales, estas actividades se abordan desde diferentes agentes sociales bienintencionados, muchas veces sin la cualificación profesional necesaria, y con la ayuda económica de instituciones privadas y de administraciones públicas de carácter nacional y supranacional. En este contexto, se considera necesario llamar la atención sobre la esterilidad de muchas de estas acciones que se llevan a cabo en entornos que no lo requieren, o de aquellas otras que, por falta de conocimientos, resultan, incluso, en impactos negativos sobre la diversidad genética de las especies, que puede ser particularmente grave si afectan a poblaciones pequeñas o a taxones raros o de distribución dispersa. Muchas de estas actuaciones, general y afortunadamente de pequeña escala, incumplen además los requerimientos mínimos de control que establece la normativa que afecta a esta actividad, desde la trazabilidad y sanidad de los materiales y su registro para su seguimiento y valoración futuros, a los que afectan a la seguridad de las personas que intervienen en la actuación; se llega, incluso, a vulnerar los derechos de los propietarios de los terrenos al llevar a cabo acciones de plantación o siembra sin su conocimiento o consentimiento.

Como apuntan los editores en el prólogo de este libro, se debe asumir que las repoblaciones forestales no solo requieren voluntad, sino también experiencia y conocimientos. En el ámbito de este capítulo, en la imprescindible fase de redacción de un proyecto de repoblación por parte de un técnico cualificado, éste debe abordar un proceso de análisis, generalmente paralelo a aquél en el que decide qué especie o especies se van a emplear, que permitirá concluir en la elección de las características genéticas de los materiales forestales de reproducción que resulte conveniente o que sea prudente utilizar teniendo en cuenta las opciones disponibles. Esta decisión permitirá efectuar, con antelación, las gestiones que sean necesarias para disponer de ellos en la fase adecuada de la ejecución del proyecto. En este capítulo se desarrollan las consideraciones básicas que deben tenerse en cuenta en este proceso de decisión y se ofrecen posibles alternativas.

2. Algunas implicaciones y riesgos vinculados a la regeneración artificial y al establecimiento de plantaciones

Las acciones que impliquen la introducción de materiales vegetales en el medio natural inciden de manera sustancial en la composición específica y genética de las poblaciones de

Figura 12.1. En una de las márgenes del río Ebro, el bosque de ribera estaba constreñido a una franja cuya expansión quedaba limitada por la actividad agrícola. En épocas recientes, en el marco de un proyecto de revegetación que acompañó a la modificación de los terrenos para un uso urbano, se devolvió parte de los terrenos de un meandro a la dinámica fluvial y se pretendió ampliar el bosque de origen manteniendo las características cromáticas propias de los sotos con *Populus alba*. En esta actuación se plantaron numerosos ejemplares de *Populus alba* var. *pyramidalis*, como puede apreciarse en la figura. Al recorrer la zona también se observa la presencia de ejemplares de especies exóticas, como *Populus simonii*, *Salix babylonica* y *Ulmus pumila*. Si bien se trata de un entorno periurbano, la preexistencia de un bosque de ribera relativamente bien conservado y una dinámica fluvial que no entiende de frontera a la hora de dispersar propágulos indican que habría sido más adecuado aunar objetivos paisajísticos y ecológicos (fotos: JV Andrés Ros).

nuevo establecimiento y en las que se deriven de ellas. De hecho, en el contexto del posible impacto de otras prácticas selvícolas (Ledig 1992; Ratnam *et al*. 2014; Kavaliauskas *et al*. 2018), el establecimiento de poblaciones de manera artificial puede resultar, en función de su calidad y magnitud espacial, una actividad que conlleve una drástica intervención en la composición genética de las masas forestales, difícilmente similar a la que se obtendría mediante regeneración natural y, además, con posibles consecuencias en el mismo sentido y, vía flujo génico, en aquellas circundantes (Finkeldey y Ziehe 2004).

La composición genética de las nuevas poblaciones, su posterior dinámica, en su caso, y la magnitud de su impacto en las poblaciones naturales próximas va a depender en gran medida de las características de las partidas de materiales de reproducción que se utilicen. Por ello, antes de decidir qué materiales de reproducción se van a usar para una actuación concreta, debe efectuarse un ejercicio de reflexión sobre diferentes aspectos o procesos que pueden tener lugar como consecuencia de ello, y que se tratan a continuación.

Omisión de procesos selectivos

En la regeneración natural, la fase de germinación y establecimiento inicial de las plántulas supone un período muy delicado que compromete la supervivencia de los individuos (Marañón *et al*. 2004). En este período, dependiente de la dinámica de la masa o del régimen de cortas de regeneración que se aplique, la selección natural ejerce una gran presión sobre, generalmente, un gran número de individuos y se define en gran medida qué fenotipos van a prosperar y, eventualmente, contribuir a la siguiente generación.

De hecho, esta fase es considerada la más crítica y en la que la selección natural actúa con mayor intensidad eliminando los genotipos peor adaptados (Petit y Hampe 2006). Una consecuencia de este proceso de selección se ve reflejada visualmente a escala interespecífica en la composición de las masas y en su distribución espacial.

Los materiales utilizados en las repoblaciones, en particular si se emplean plantas, escapan a este proceso de selección natural y están sometidos a condiciones de selección en vivero más homogéneas y, desde luego, muy diferentes de las de las masas forestales (Rajora 1999). Como ejemplo, no es raro observar ejemplares procedentes de repoblación que no son capaces de desarrollarse adecuadamente, manteniéndose vivos pero con escaso vigor, al no adaptarse plenamente a las limitaciones impuestas por el (micro)sitio donde se han plantado. Si procedieran de una dispersión natural de poblaciones próximas, muchos de estos ejemplares no habrían sido capaces de superar las primeras etapas de germinación y desarrollo.

Salvo excepciones, plantearse esta limitación de la actividad repobladora frente a una gestión para la regeneración natural sólo tiene cabida si esta última es posible, referida especialmente a especies estructurales o funcionalmente importantes. En este sentido, como ya se puso de manifiesto en la introducción de este capítulo, llama la atención la proliferación de iniciativas "verdes" de siembra o plantación en sitios donde la naturaleza se bastaría por sí misma.

Aunque no es tema de este capítulo (ver capítulo 11), también debe reflexionarse sobre el sesgo selectivo entre regeneración natural y artificial a la hora de elegir las especies que van a utilizarse en la repoblación. Como se verá en siguientes párrafos, la gestión de los materiales de reproducción implica siempre una modificación del proceso evolutivo natural, por lo que su uso no debe tomarse a la ligera. Así, si existe posibilidad de que las especies menos frugales se regeneren de manera natural una vez creado un ambiente favorable con especies más rústicas, debería optarse por no utilizarlas en la repoblación; el enriquecimiento de la composición específica de manera natural sería más eficaz que si se plantaran, además de reducirse los costes de las intervenciones, si bien el proyecto resultaría "menos aparente" o menos "ecológico" a simple vista y para ojos de no expertos. Al fin y al cabo, se trata de entender los tiempos de la naturaleza y tener paciencia y humildad, ya que será ella la que, en último término, ponga las cosas en su sitio (figura 12.2).

Competencia por el nicho

Aunque la elección de especies se trata en el capítulo 11, no quiere dejarse de advertir en éste sobre el uso de especies alóctonas que pueden ejercer una competencia por el nicho ecológico. Este tipo de especies, si se regenera de manera abundante y con mayor capacidad para competir, bien sea por semillas o bien de manera vegetativa, puede dar lugar al desplazamiento de especies autóctonas con exigencias ecológicas similares. Un caso extremo lo constituyen las especies con carácter invasor (figura 12.3). En último término, estas especies mermarían las posibilidades de mantenimiento o aumento del tamaño efectivo de las poblaciones de aquellas especies autóctonas que suelen conformarse como pequeñas masas, que verían reducida su diversidad genética.

Planta de *Quercus ilex* que se mantiene emitiendo rebrotes pero que no es capaz de desarrollarse adecuadamente (foto: A del Campo).

Repoblación bajo cubierta de *Pinus halepensis* en Cortes de Pallás (foto: J Hermoso).

Figura 12.2. Muchos de los ejemplares de frondosas establecidos en diferentes acciones de repoblación bajo pinares plantados en la Comunidad Valenciana han desaparecido o presentan actualmente un escaso desarrollo. Sin embargo, se observa regeneración espontánea por la dispersión de semillas de poblaciones próximas. La vegetación irá enriqueciéndose en especies, dando lugar a una formación acorde con las condiciones de la estación.

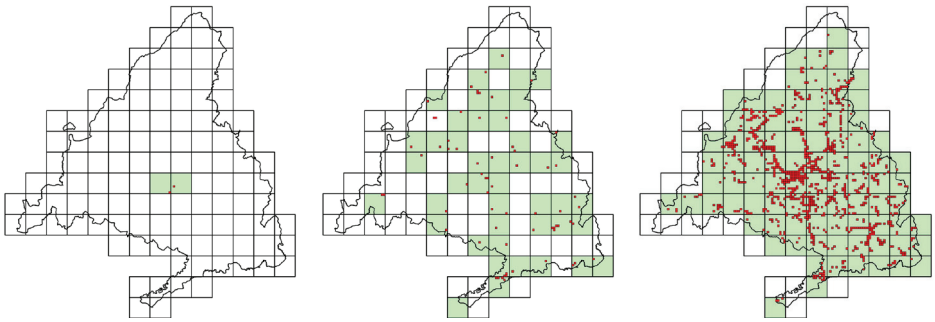


Figura 12.3. Distribución de *Ailanthus altissima* en Madrid en los años 1979, 1999 y 2019. Se observa la rápida expansión de esta especie, incluida en el Catálogo español de especies exóticas invasoras, que actualmente no sólo coloniza áreas ruderales, sino también ambientes riparios, observándose, incluso, en melojares (fuente: Enríquez de Salamanca (2020)).

Esta situación, como invasión críptica (Saltonstall 2002), también puede producirse si se utilizan genotipos de otras procedencias que pueden mostrarse superiores en términos demográficos, con una alta capacidad de ocupación de nicho mediante la dispersión de un gran número de propágulos y con independencia de su mayor o menor adaptación a las nuevas condiciones (Lenormand 2002), y desplazar, así, a las poblaciones autóctonas.

No obstante, puede considerarse el uso de ciertas especies exóticas o variedades tradicionales en actuaciones específicas en el medio natural y en sitios puntuales, como puede ser las áreas recreativas integradas en un monte, siempre que no conlleven aparejada una posterior dinámica natural expansiva relevante (figura 12.4).

Figura 12.4. Los ejemplares de *Aesculus hippocastanum*, *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus* y *Juglans regia*, plantados con un objetivo ornamental en el área recreativa de Fuente Umbría (Valencia), aportan textura y color en un entorno relativamente monótono, dominado por un pinar de *Pinus halepensis*. En las condiciones ambientales de la zona, estas especies alóctonas en la Comunidad Valenciana no son capaces de propagarse o lo hacen de manera puntual en enclaves próximos con cierta humedad. En cualquier caso, su presencia no constituye una amenaza para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

Errores de identidad taxonómica

Más allá de la complejidad que implica establecer los límites taxonómicos de las especies, la identificación y discriminación de ejemplares de determinados taxones genéticamente próximos en base a rasgos morfológicos puede presentar dificultades. Esta limitación se presenta como un problema serio cuando se requieren cierta experiencia o conocimientos botánicos para diferenciar especies autóctonas respecto de especies no autóctonas o, como situación más común, respecto de ejemplares procedentes de su hibridación (figuras 12.5 y 12.6).

Asimismo, si no se tiene cuidado en la gestión de lotes en el proceso productivo, también pueden producirse errores de asignación entre especies con semillas y plántulas morfológicamente similares. Esta dificultad de identificación taxonómica de visu se incrementa en el caso de variedades o clones taxonómicamente próximos (figura 12.7). Por ello, debe ponerse especial atención en las diferentes fases de producción de los materiales de reproducción, desde la identificación taxonómica en campo hasta su entrega, así como en el manejo de los campos de plantas madre.

Al respecto, cabe indicar que las administraciones públicas deben efectuar los controles necesarios a los operadores profesionales de vegetales (recolectores y viveristas) con vistas a evaluar el proceso productivo, ya que son las herramientas disponibles para garantizar la calidad y la trazabilidad de los materiales forestales de reproducción (Vander Mijnsbrugge 2014).

Falta de adaptación o idoneidad ambiental

La existencia de diferenciación genética adaptativa en las especies forestales, aspecto ya tratado en el capítulo 2, condiciona la capacidad de supervivencia y buen desarrollo de los individuos que se establecen en el nuevo medio. En este sentido, una desacertada elección de la procedencia de los materiales forestales de reproducción puede llevar a

Figura 12.5. La especie asiática *Ulmus pumila* ha sido muy utilizada desde antiguo, posiblemente desde el siglo XVI, con fines ornamentales en áreas urbanas y periurbanas; también lo ha sido la autóctona *Ulmus minor* con un extensivo uso etnoagrario. En épocas recientes, el olmo siberiano, por su resistencia a la grafiosis, ha sido utilizado para la obtención de híbridos resistentes con cruzamientos con especies autóctonas del género en Europa y en EEUU (Lester y Smalley 1972; Mittempergher y Santini 2004). Por simpatría artificial de ambas especies, es frecuente encontrar poblaciones híbridas (Cogolludo Agustín *et al*. 2000). La existencia de ejemplares híbridos de diferente generación y su posible retrocruzamiento con las especies parentales hace difícil su identificación *de visu* (Ipinza 1990) y conduce a errores en su asignación taxonómica en base a caracteres morfológicos (Brunet *et al*. 2013). En la imagen de muestra un ejemplar asignado a *Ulmus minor* teniendo en cuenta rasgos morfológicos; posteriormente fue reclasificado como híbrido, tras análisis molecular (foto: MA Prada).

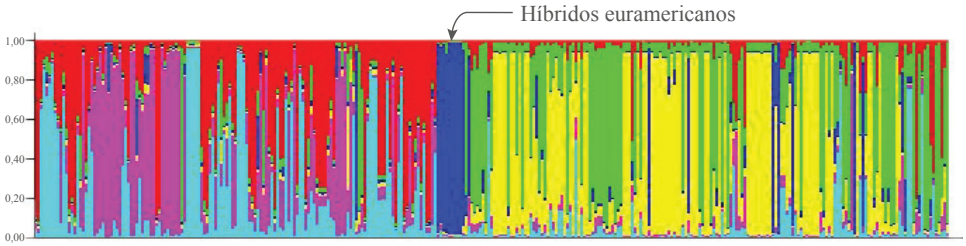


Figura 12.6. Aun cuando algunas características morfológicas facilitan la diferenciación entre *Populus nigra* y los clones comerciales de *Populus* ×*euramericana*, estos taxones pueden confundirse muy fácilmente para ojos no expertos. Además, la diferenciación morfológica se complica cuando se trata de clasificar ejemplares híbridos resultado de retrocruzamientos con los taxones parentales (Smulders *et al*. 2008). En la salida gráfica del programa Structure, en el que cada barra vertical representa a un individuo, se recoge los resultados de un estudio sobre diversidad genética de *Populus nigra* en Aragón, Castilla y León, Cataluña y la Comunidad Valenciana. Las herramientas moleculares han permitido detectar errores de identificación taxonómica en varias muestras, que se corresponderían con híbridos euramericanos (Prada *et al*. 2013). En un trabajo más reciente efectuado en Castilla y León (Tranque Pascual *et al*. 2018), en el que se amplió el número de poblaciones estudiadas en esta región, un 4% de las muestras recogidas como *Populus nigra* resultaron ser de los clones euramericanos 'Canadá Blanco' e 'I-214'.

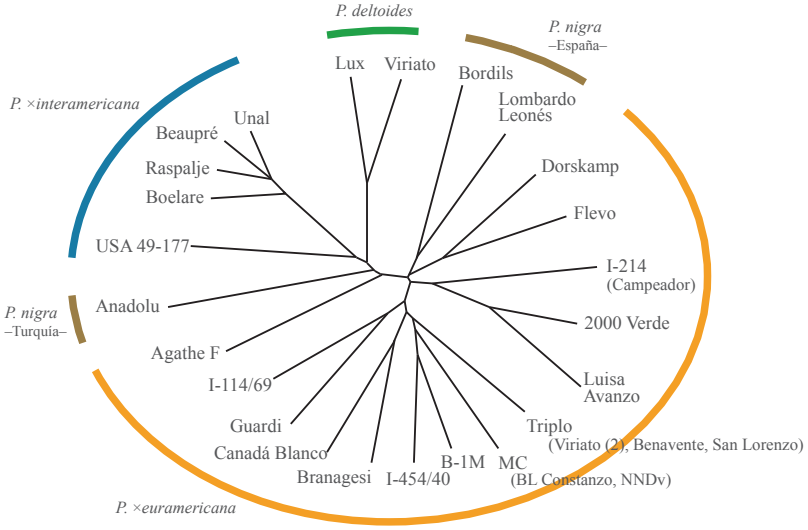


Figura 12.7. Árbol filogenético de los clones comerciales de chopos incluidos en el Catálogo Nacional de Materiales de Base (elaborado por de Lucas e Hidalgo para Rueda *et al*. 2016). Los análisis genéticos efectuados por de Lucas *et al*. (2008) con materiales procedentes de diferentes viveros puso de manifiesto errores de gestión en distintas etapas, desde su evaluación hasta su multiplicación para la comercialización. Así, los clones 'Campeador', 'BL Constanzo' y 'NNDv' se corresponden con clones obtenidos con anterioridad y registrados bajo otras denominaciones. Por otra parte, dos viveros disponían del clon 'Bordils' con genotipos diferentes y un vivero distribuyó materiales de 'Viriato' que se correspondía en realidad con 'Triplo'. Los resultados de estos trabajos también ponen en duda la filiación taxonómica de 'I-114/69'; este clon está registrado como *Populus deltoides* × *Populus alba,* si bien en la figura puede apreciarse su proximidad a los euramericanos, con los que comparte morfología. El clon 'San Lorenzo' no se incluyó en el citado catálogo por corresponderse, también, con 'Triplo' (Rueda y Prada Sáez 2018).

la incapacidad de éstos para adaptarse a las condiciones del sitio donde se lleva a cabo la repoblación, condenándola a su fracaso. Los efectos pueden manifestarse a corto plazo, con la consecución de un alto número de marras tras la plantación, hecho que podría enmascararse por otros factores condicionantes, como la calidad de las plantas o las condiciones ambientales en la fase de establecimiento (Alía *et al*. 2021). La falta de adaptación se manifestaría también a largo plazo, aumentando la probabilidad de un mal crecimiento y defectos de forma en los árboles, de mayores tasas de mortandad a largo plazo (Zobel y Talbert 1984; O'Neill *et al*. 2014; Jalonen *et al*. 2014), así como de una menor tolerancia a organismos antagonistas y un menor vigor reproductivo que condicionaría la posterior regeneración natural de la masa.

Por ello, existe un amplio consenso en que es imprescindible efectuar un análisis previo en relación con la procedencia de los materiales de reproducción que se vayan a utilizar en cualquier intervención en el medio natural. Se trata de seleccionar materiales que sean capaces de sobrevivir y desarrollarse en el nuevo ambiente y, en el caso de las repoblaciones con vocación de permanencia, que se reproduzcan.

Cuando se trata de repoblaciones con un fin productor, no resulta conveniente hablar de adaptación, pero sí es relevante tener en cuenta los requerimientos ambientales de los materiales que se usen para la expresión de su superioridad para los rasgos de interés; y obtener, así, los retornos económicos esperados.

La adecuación de los materiales de reproducción a las condiciones ambientales en las que se efectúa la actuación es un factor clave para su éxito, por lo que se desarrolla con mayor detalle en los apartados 3.1.2 y 3.2.2 para las repoblaciones con un objetivo productor o protector, respectivamente.

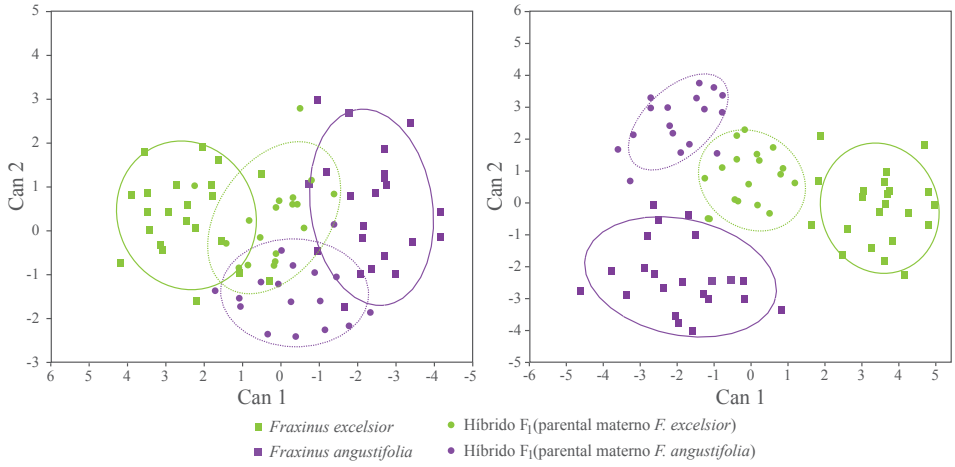
Ruptura artificial de complejos taxonómicos

La consideración del concepto de especie en un sentido estático y restringido, teniendo en cuenta caracteres morfológicos que ofrecen las claves de identificación o por caracterización genética mediante marcadores, con la excusa de ofrecer al repoblador un material encuadrado de manera precisa en una denominación específica, lleva a reducir el abanico de materiales de base disponibles para especies entre las que no existen fuertes barreras reproductivas y que pueden hibridarse o se han cruzado por simpatría en ciertas áreas de su distribución actual o pretérita.

Esta práctica reduce la diversidad genética de las especies y puede resultar en una fuerza selectiva divergente con consecuencias impredecibles, pero que, en cualquier caso, distorsiona su trayectoria evolutiva natural. El uso estricto del concepto de especie omite el hecho de que la hibridación interespecífica es un mecanismo que interviene en el proceso evolutivo (Arnold 1992; Soltis y Soltis 2009). La diversidad que ofrecen los fenotipos híbridos entre especies con límites "porosos" es el resultado de intercambios genéticos que no deben despreciarse. Debe tenerse en cuenta que este proceso puede jugar un papel importante en la adaptación y la adaptabilidad de los individuos a ambientes cambiantes, así como su migración a nuevos ambientes (Suárez-González *et al*. 2018; Leroy *et al*. 2020; Kremer y Hipp 2020).

En el marco de la normativa de comercialización (Real Decreto 289/2003), se descartan poblaciones como posibles materiales de base si muestran características fenotípicas o genéticas que se desvían de las especies "puras", como ha ocurrido con rodales selectos de *Quercus petraea* y *Quercus robur* en el nordeste peninsular. El real decreto es claro en su articulado respecto de la exclusión de las hibridaciones naturales como criterio para la definición de rodales selectos, al exigir que éstos estén situados a una distancia suficiente de rodales de especies relacionadas con las que puedan formar híbridos. Sin embargo, resulta paradójico que en el primer párrafo de su preámbulo se ponga de relieve que, para la gestión sostenible de los montes y la conservación de los recursos genéticos forestales, "los materiales forestales de reproducción de las especies e híbridos que se usen en selvicultura sean… adecuados a las condiciones del medio en el que se empleen".

Desde el punto de vista práctico, para ciertas especies y en determinadas áreas geográficas en las que se sabe que están ocurriendo estos fenómenos de hibridación, no debe descartarse el uso local de materiales de estos "enjambres híbridos", y aprovechar esta fuente de diversidad genética que ofrece la naturaleza (figura 12.8). Esta opción debe desecharse si se detectan problemas de germinación o menor vigor en la progenie híbrida o si se cuenta con resultados de estudios que indiquen la existencia de depresión por exogamia.



Análisis en base a rasgos morfológicos.

Análisis combinado en base a rasgos morfológicos y marcadores moleculares.

Figura 12.8. Gráficos de puntuación canónica de individuos de *Fraxinus excelsior* y de *Fraxinus angustifolia* y de híbridos artificiales de primera generación (los óvalos indican los intervalos de confianza al 95% alrededor de la media canónica de cada taxón) (Thomasset *et al*. 2011). La hibridación entre *Fraxinus angustifolia* y *Fraxinus excelsior* da lugar a ejemplares con rasgos morfológicos de ambas especies parentales, para cuya adecuada identificación resulta imprescindible utilizar herramientas moleculares. Su cruzamiento en el pasado también ha dejado huella en su ADN, pudiendo establecerse relaciones filogenéticas en aquellas poblaciones de ambas especies (y separarse de otras) cuyos ancestros compartieron territorio y se intercruzaron en un mismo refugio glacial o en vías de movimiento posglacial (Heuertz *et al*. 2006). En España, concretamente en Cataluña, se ha descrito la presencia de ejemplares con caracteres morfológicos que parecen indicar un origen híbrido (Bolós y Vigo 1996; Tomás Ferré *et al*. 2013), si bien es probable que pueda encontrarse este tipo de fenotipos en otras áreas de la península donde ambas especies comparten, o han compartido, territorio (fuente: Thomasset *et al*. 2011).

Al respecto, se deberían replantear ciertos aspectos de la normativa de comercialización de tal manera que no se dificulte la puesta a disposición en el mercado de híbridos naturales entre las especies reguladas. La transparencia de las características del producto quedaría garantizada si este hecho quedara reflejado nítidamente en la información vinculada a la autorización de los materiales y en la documentación de trazabilidad.

De momento, nada impide que el repoblador se abastezca de este tipo de materiales de reproducción fuera de la cobertura del Real Decreto 289/2003, por no estar regulado por ella, si bien tendrá que efectuar un esfuerzo de control superior ya que no contará con el amparo de la trazabilidad que ofrece el marco regulatorio. Debe tenerse en cuenta, asimismo, que el tratamiento de omisión que se efectúa en la aplicación de la normativa en este contexto hace que sea muy difícil encontrar en el mercado materiales híbridos de especies autóctonas reguladas (salvo de los chopos, por tener éstos un tratamiento genérico en la normativa), por lo que, si se pretende utilizarlos, deberá preverse su provisión con mucha antelación.

Hibridación por simpatría artificial

En contraposición al fenómeno descrito en el apartado anterior de hibridaciones intraespecíficas naturales, el uso de especies alóctonas sin barreras reproductivas próximas a las autóctonas puede dar lugar a entidades taxonómicas híbridas que, de manera natural, no habrían tenido lugar. El impacto de estas hibridaciones dependerá de las tasas de flujo génico, muy mediatizada por el tamaño de las poblaciones naturales y de las de reciente implantación. Esta hibridación puede convertirse en un proceso particularmente grave si da lugar a descendencia fértil de manera abundante, e irreversible si la descendencia se cruza con las especies parentales por retrocruzamiento, produciéndose introgresión genética o incorporación de genes de una especie en otra (Allendorf *et al*. 2001b) (figura 12.9).

Figura 12.9. Población de *Populus nigra* junto a una plantación productiva en la ribera del río Esla (Villaornate y Castro, León). *Populus nigra* y la especie americana *Populus deltoides* son capaces de hibridarse y dar descendencia fértil. De hecho, está muy extendido el uso de genotipos para producción de madera procedentes de hibridaciones artificiales entre ambas especies (*Populus* ×*euramericana*), como el clon 'I-214'. Se ha comprobado, mediante técnicas moleculares, la introgresión espontánea de estos híbridos con la especie autóctona (Vanden Broeck *et al*. 2004; Pospísková y Salková 2006; Vanden Broeck *et al*. 2012), siendo particularmente vulnerables las poblaciones pequeñas y aisladas rodeadas de plantaciones productivas relativamente extensas (Vanden Broeck *et al*. 2006) (foto: JL García Caballero).

En el caso de *Ulmus minor* expuesto en la figura 12.5, aunque la hibridación espontánea con *Ulmus pumila* puede conferir resistencia a la descendencia frente a la grafiosis, este cruzamiento da lugar a cambios irreversibles en la estructura genética de la especie autóctona, que puede llegar a desaparecer por el efecto combinado de la asimilación genética y su menor resistencia al hongo (Brunet *et al*. 2013).

En el mismo sentido, la introducción de materiales forestales de reproducción de origen distinto al del sitio de plantación también es causa de introgresión genética, en este caso intraespecífica, si existen poblaciones naturales próximas. La intensidad de este proceso dependerá fundamentalmente del tamaño relativo de la población natural respecto de la de nueva implantación y de la existencia de barreras geográficas que mitiguen el movimiento de polen y semillas (Ellstrand y Elam 1993). Así, en el regenerado natural de poblaciones de *Pinus halepensis*, aisladas y de tamaño reducido próximas a repoblaciones de gran

extensión con materiales foráneos, se ha constatado una rápida introgresión de genes con la consiguiente homogeneización genética de las poblaciones (Steinitz *et al*. 2012).

El efecto del impacto de este flujo génico es difícil de predecir y podría manifestarse a corto plazo, en los primeros estadios de desarrollo, pero también posteriormente, a largo plazo y en subsecuentes generaciones (Edmands 2007; Hufford y Mazer 2003; Rogers y Montalvo 2004), tanto en sentido positivo como en sentido negativo. Las evidencias experimentales indican que la depresión por exogamia es menos frecuente que la derivada como consecuencia de la endogamia (Keller y Waller 2002), si bien los efectos de la exogamia podrían subestimarse (ver posible caso en la bibliografía incluida en la figura 12.10).

Ahora bien, la hibridación también puede ampliar la diversidad genética y aportar variantes genéticas que aumenten la adaptabilidad de las poblaciones. De hecho, la introgresión genética se presenta como una herramienta para la conservación de especies o poblaciones con base genética reducida y cuyo futuro podría verse comprometido por esta causa (Hamilton y Miller 2015).

Figura 12.10. *Pinus sylvestris* encuentra en la cordillera Penibética, concretamente en la Sierra de Baza y en Sierra Nevada, su límite de distribución sudoccidental, donde forma rodales de reducida extensión o se encuentra como pies dispersos (Olmedo Cobo 2012). En su entorno, a mediados del siglo XX, se efectuaron repoblaciones con procedencias foráneas que, con el tiempo, se han constituido en una importante fuente de flujo génico (Robledo Arnuncio 2009a). Los estudios efectuados en Sierra Nevada, empleando técnicas moleculares, confirman la introgresión de genes no autóctonos, principalmente vía polen, en la mayoría de los rodales; si bien la proporción de genotipos híbridos disminuye a medida que aumenta la edad del regenerado (Robledo Arnuncio 2009a y b). Una de las hipótesis que plantean los autores para explicar este resultado es la existencia de adaptación local, que se reflejaría en una mayor supervivencia de la progenie autóctona; por el contrario, una menor supervivencia de la progenie híbrida sería la manifestación de depresión por exogamia. Al respecto, el resultado del estudio comparativo en ambiente controlado parece indicar que la población local estaría mejor adaptada a condiciones de sequía que la procedencia no local y los híbridos entre ambas (Ramírez-Valiente y Robledo Arnuncio 2015). En la fotografía se muestra uno de los rodales naturales de la Sierra de Baza y la repoblación que lo circunda, en circunstancias muy similares a las de la estudiada población del Trevenque (foto: RM Navarro Cerrillo).

Por su efecto negativo, cabe advertir sobre la utilización de ciertas variedades ornamentales en las repoblaciones, que puede derivar en introgresiones genéticas y en la homogeneización genética de las poblaciones naturales (figura 12.11).

Figura 12.11. Plantación de restauración de un área de préstamo para la construcción de la vía del AVE a su paso por la provincia de León. La extracción de materiales acercó la superficie a la capa freática, por lo que se plantaron especies de ribera, como sauces y tarajes. También se plantaron ejemplares de *Populus nigra* cv. 'Italica' y de *Populus alba* var. *pyramidalis*. Este último cultivar ornamental tiene capacidad de introgresión en el álamo autóctono, como han comprobado Santos del Blanco *et al*. (2012) en diferentes poblaciones castellanoleonesas (fotos: JL García Caballero).

Homogeneización genética

En principio, la variación genética de los materiales que se utilicen en las repoblaciones dependerá de la de los materiales de base en los que se recojan. La diversidad genética de las partidas de frutos o semillas utilizadas está condicionada por la variación en el éxito reproductivo entre los individuos que componen las poblaciones de partida (Kang *et al*. 2003); pero, en la práctica, dependerá, fundamentalmente, de la calidad de la recolección, es decir del número de árboles de los que se haya recolectado los materiales, así como de la contribución relativa de la cosecha efectuada en cada árbol al volumen del lote (figura 12.12).

Por otra parte, se constata en la práctica que los recolectores tienden a recoger materiales de manera sistemática de unas determinadas poblaciones; por ejemplo, porque se les demanda materiales de rodales selectos y no se dispone de un amplio número de éstos en una región de procedencia determinada, o porque sea recurrente la recolección en poblaciones más accesibles, o de aquellos otros que produzcan una mayor cantidad de frutos de manera frecuente. El resultado negativo de esta mala praxis puede exacerbarse en el caso de la recolección de lotes de partes de plantas, por ejemplo, de estaquillas de especies de ribera; y si se trata de especies dioicas, aún más, ya que la probabilidad de recolección de materiales suficientes de ambos sexos podría verse reducida (figura 12.13).

Éstas y otras decisiones, algunas de las cuales se han constatado en los controles periódicos a que son sometidos los operadores profesionales de plantas y semillas forestales, ocurren con frecuencia, conducen a la homogeneización genética de las repoblaciones y comprometen gravemente su adaptabilidad.

Figura 12.12. En un año de muy buena cosecha, una encina como la que se muestra en la imagen puede llegar a producir hasta 276 kg de bellotas sanas (Vázquez *et al*. 2009), que podrían dar lugar a, aproximadamente, 70000 plantas en vivero si se considera un rendimiento medio del lote de 250 bellotas kg^{-1} (Herrero Sierra y Nicolás Peragón 2013). En lotes de plantas y en repoblaciones de esta especie se han estimado niveles de diversidad de partida extremadamente bajos (recolecciones de sólo 2 a 4 árboles) o relativamente bajos (recolecciones que no superan 13 árboles madre) (Burgarella *et al*. 2001, 2007). El futuro de las nuevas poblaciones se vería comprometido, en términos de adaptabilidad, debido a un reducido tamaño de población de partida si éste no se compensa con flujo de genes de un gran número de parentales masculinos procedente de áreas próximas (foto: RM Navarro-Cerrillo).

Figura 12.13. El análisis genético de poblaciones de *Populus alba* efectuado por la Junta de Castilla y León muestra la existencia de un genotipo ampliamente distribuido en el sector occidental de su territorio (Tranque Pascual *et al*. 2018). La explicación más plausible es la propagación masiva y frecuente en vivero de estaquillas recolectadas de un único ortet (Prada *et al*. 2013). En la fotografía se muestra una población del río Adaja a su paso por Arévalo (Ávila) conformada por este genotipo; su composición clonal se manifiesta en la homogeneidad fenológica, en este caso en fase de brotación de las hojas (foto: MA Prada).

Al respecto, al menos para las especies reguladas, las autoridades competentes en la aplicación de la normativa de comercialización deberían tomar las medidas oportunas para promover recolecciones en un abanico de materiales de base lo más amplio posible en el espacio y en el tiempo y controlarlas adecuadamente en campo con objeto de asegurar cierta diversidad genética.

Como ya se ha señalado en el apartado anterior, también puede contribuir a la homogeneización genética el uso de lotes de reducida diversidad genética, como ciertas variedades ornamentales o genotipos de interés productivo, si contribuyen de manera masiva a la descendencia en su hibridación con las especies o poblaciones autóctonas.

Selecciones genéticas involuntarias

En íntimo vínculo con el punto anterior, en las diferentes etapas del proceso productivo de los materiales forestales de reproducción, tienen lugar selecciones no intencionadas que pueden incrementar la frecuencia de determinados fenotipos en detrimento de otros, modificando la composición genética de las partidas que se utilizan en las repoblaciones (El-Kassaby y Thomson 1996). Cualquier gestión en la producción de los materiales forestales de reproducción que tienda a homogeneizar un lote en caracteres bajo control genético relativamente alto, como la capacidad reproductiva de los parentales, el tamaño de los frutos y de las semillas y el comportamiento diferencial en parámetros relacionados con la germinación y la dormición (Jonsson *et al*. 1976; Byram *et al*. 1986; Stoehr y Farmer 1986; Hoff 1987; Chaisurisri *et al*. 1992; Matziris 1993, 1998; El-Kassaby y Cook 1994; Kjær 1996; Hansen y Kjaer 2006; Bilir *et al*. 2008; Nicodemus *et al*. 2009), da lugar a selecciones artificiales que, en todo caso, conducirán a una erosión genética de los lotes.

Así, en el mismo momento de la recolección, además de la ya implícita limitación para obtener una muestra representativa de la diversidad genética de la población, se producen selecciones artificiales si se tiende a recolectar de pies con un determinado fenotipo; por ejemplo, de los más bajos o con copas más accesibles o de aquéllos que presentan los frutos maduros o que no han dispersado aún las semillas en la fecha en la que tiene lugar la recolección. También tienen lugar selecciones ocultas en la obtención y acondicionamiento de las semillas; por ejemplo, en la fase de apertura de los frutos si se desprecia la fracción final de los que tardan más en abrirse o si se eliminan las semillas más pequeñas en el proceso de limpieza de impurezas. Esta selección también puede ser intencionada, ya que el tamaño de las semillas suele estar correlacionado con el tamaño de las plantas que se obtienen de ellas (Bonner 1987). El cribado y rechazo de semillas resulta una práctica no recomendada, si se tiene en cuenta que la variación intrapoblacional para este rasgo puede responder a diferentes estrategias de pervivencia; por ejemplo en lo relativo a la dispersión en especies con relaciones mutualísticas (Parciak 2002; Wang e Ives 2017) o de establecimiento en ambientes heterogéneos (González-Rodríguez *et al*. 2011) (figura 12.14).

En la fase de producción de plantas en vivero, también se corren riesgos de reducción de la diversidad genética de los lotes de materiales de reproducción. Por ejemplo, la necesidad de acortar los tiempos de cultivo puede no dar oportunidad a las germinaciones escalonadas o prolongadas en el tiempo, como ocurre en especies con dormiciones complejas como *Viburnum* spp. (Herrero Sierra y Villar-Salvador 2012), el tejo (Navarro-Cerrillo *et al*. 2012) o varios Juniperus (Benito Matías *et al*. 2012; Nicolás Peragón *et al*. 2012; Vilagrosa Carmona *et al*. 2012), desestimando genotipos con dormiciones más profundas o que no responden rápidamente a las condiciones ambientales impuestas en su pretratamiento o siembra. De hecho, este tipo de selección propia de la domesticación ha conllevado, con frecuencia, a una reducción de la dormición en variedades de cultivo (Alonso-Blanco *et al*. 2009). Al respecto, debe tenerse en cuenta que la dormición es

un rasgo que se ve sometido a una intensa fuerza selectiva (Penfield 2017) y es crucial para la adaptación local (Donohue *et al*. 2010), por lo que en vivero deben evitarse selecciones direccionales en la fase de germinación que podrían condicionar la diversidad genética para este rasgo y, por tanto, la supervivencia de la repoblación a largo plazo, comprometiendo el establecimiento de generaciones siguientes.

Campbell y Sorensen (1984) advierten que, sin llegar probablemente a ser tan comprometedoras como ciertas prácticas que se efectúan en las recolecciones, la gestión viverística que conlleva una reducción en la proporción de semillas que dan lugar a plantas que sobrevivan en campo puede comprometer la adaptación tanto como una inadecuada selección de la procedencia de los materiales.

Figura 12.14. Diferentes tamaños de bellotas en un lote comercial de *Quercus ilex* (foto: S Aguilar Fernández). Ha sido muy estudiada la relación entre el tamaño de las bellotas y el tamaño de las plantas a que dan lugar, su estado nutricional y su supervivencia en campo (Quero *et al*. 2007; Ramírez-Valiente *et al*. 2009; González-Rodríguez *et al*. 2011; Shi *et al*. 2019). Por ello, es una práctica habitual efectuar las cosechas de árboles que tienden a producir bellotas de mayor tamaño y, una vez en vivero, eliminar las pequeñas en el momento de la siembra. Este carácter muestra una relativa alta heredabilidad (Caignard *et al*. 2019), por lo que este cribado reduciría la diversidad genética de los lotes. Como ponen de manifiesto González-Rodríguez *et al*. (2011), se observan distintas estrategias individuales por efecto materno en rasgos asociados al establecimiento de las plantas; por ejemplo, variaciones en la preferencia por la asignación de recursos al crecimiento radical o a las estructuras aéreas en *Quercus pyrenaica*. Estos autores subrayan la necesidad de conservar estas estrategias en su diversidad, como potencial para la supervivencia de las poblaciones en ambientes heterogéneos y frente al cambio climático.

Desde luego, todas estas prácticas van en detrimento de la promoción de la variación genética a escala intraespecífica, diversidad de suma importancia para el mantenimiento de las poblaciones frente a variables ambientales muy cambiantes. Es lógico y oportuno que los viveristas promuevan la obtención de cultivos homogéneos que faciliten su manejo y ofrezcan una uniformidad que satisfaga al usuario final. Además, deben tener en consideración la obligación de cumplir con los requerimientos morfológicos que establece la normativa para determinadas especies forestales en el momento de la entrega de las partidas. No obstante, no debe descartarse la implementación de prácticas que conduzcan a mejorar la calidad y homogenizar el producto final, como la aplicación de tratamientos que favorezcan la germinación y el desarrollo lo más uniforme posible para un amplio número de genotipos. Desde luego, y a sabiendas de que la práctica viverística

conlleva selección artificial, debería partirse al menos de lotes de semillas con una amplia base genética y, en la aplicación de la normativa de comercialización en lo que respecta a tamaños de plantas, eliminarse aquellas fuera de rango, pero no proceder a efectuar triaje en aquellas que cumplan con las características externas impuestas.

Ruptura de relaciones con especies asociadas

La coevolución, como adaptación evolutiva resultado de la selección recíproca entre poblaciones, suele analizarse desde el punto de vista de las interacciones entre especies o grupos de especies, por ejemplo en relaciones específicas entre plantas y polinizadores, entre plantas y micorrizas o entre plantas y plagas o enfermedades. Se trata de un proceso dinámico en el tiempo y, también, en el espacio, que afecta a todas las especies y a las redes ecológicas que conforman en ambientes heterogéneos, dando lugar a la existencia de variación espacial en estos procesos de adaptación conjunta (Segar *et al*. 2020), pudiendo generarse mosaicos geográficos de coevolución, con intensidades de selección recíproca y relaciones de beneficio-antagonismo entre las especies (Gomulkiewicz *et al*. 2007; Thompson 2009). El número de estudios sobre la variación intrapoblacional de especies de plantas en este tipo de relaciones es, de momento, relativamente reducido. Se ha observado, por ejemplo, covariación espacial entre el grosor del pericarpo en los frutos en la camelia y la longitud del pico de un curculiónido predador de sus semillas (Toju y Sota 2006) y, en ausencia de ardillas, entre la morfología de las piñas de *Pinus contorta* y la del pico de diferentes ecotipos de piquituertos (Benkman *et al*. 2003); de hecho, en este último ejemplo, parecería estar teniendo lugar un caso de especiación de un tipo concreto de piquituerto debido a un proceso de selección divergente (Parchman *et al*. 2016), cosa que no ocurriría con la camelia debido a la existencia de flujo génico en las poblaciones del predador (Toju *et al*. 2011).

El análisis, en un ambiente común, de diferentes procedencias de especies forestales entomófilas muestra la existencia de diferenciación genética para diferentes variables de su fenología floral (Jones *et al*. 2001; Díaz y Merlo 2008; Lyngdoh *et al*. 2012; Vander Mijnsbrugge *et al*. 2015). Esta variación intraespecífica, que puede estar sincronizada con el comportamiento de polinizadores o dispersores a escala espacial, podría desequilibrarse con el movimiento de plantas a grandes distancias y dar lugar a la ruptura de estas asociaciones complejas (Bucharova *et al*. 2021), si bien el impacto del uso de material foráneo en una repoblación dependerá, entre otros factores demográficos, tanto del nivel de diferenciación entre procedencia para estos rasgos, como del grado de plasticidad fenotípica de la especie asociada (Hubert y Cotrell 2007).

Riesgos fitosanitarios

Finalmente, aunque el tema de la calidad sanitaria de las plantas se trata en el capítulo 16, es necesario advertir que el movimiento de materiales de reproducción a grandes distancias conlleva un riesgo desde el punto de vista fitosanitario. En las repoblaciones que se llevan a cabo en España, suele usarse materiales producidos en nuestro país o, en casos concretos, en otros países de la Unión, todos ellos sujetos a controles sanitarios de acuerdo con la normativa común. Por ello, se desea llamar la atención sobre el especial cuidado que debe tenerse en el movimiento o la importación de materiales procedentes de

países terceros y evitar, así, la introducción de organismos nocivos (figura 12.15). Para los materiales importados deben requerirse las mismas garantías sanitarias que las establecidas para el mercado interior y, en su recepción, proceder a su inspección exhaustiva para la detección de organismos de cuarentena y otros organismos no autóctonos, o de síntomas que hagan suponer su presencia.

También se quiere poner de relieve el impacto negativo que puede suponer el uso de materiales de ciertas especies en las repoblaciones, que podrían actuar de puente para el movimiento de plagas y enfermedades entre poblaciones afectadas por éstas y poblaciones sanas. En concreto, se advierte sobre el especial cuidado que debe requerirse para el uso de los materiales de *Ulmus* spp. en proximidades de poblaciones sanas de *Ulmus glabra* o de *Ulmus minor* que hayan escapado al efecto de la grafiosis por su aislamiento geográfico (Prada *et al*. 2012).

Ejemplar de *Pinus radiata* afectado por *Fusarium circinatum* (foto: R Serrada).

Planta de *Quercus suber* que ha dado positivo en el análisis molecular para la detección de *Xylella fastidiosa* (foto: Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias-IVIA).

Figura 12.15. La introducción de organismos nocivos y de especies invasoras está íntimamente ligada al aumento de la actividad comercial internacional, que se ha visto incrementada sensiblemente en el siglo XXI (Westphal *et al*. 2007; Santini *et al*. 2013; Maxwell *et al*. 2013). En relación con el movimiento de materiales forestales de reproducción, entre otras ya introducidas en España, son preocupantes *Fusarium circinatum*, y, más recientemente, *Xylella fastidiosa*, por afectar a especies forestales de amplia distribución o a un gran número de especies. Ambos organismos están declarados como plaga cuarentenaria por la normativa de la Unión Europea, incluyéndose la última en la lista de plagas prioritarias.

Trazabilidad de los materiales forestales de reproducción

En la década de los 60 del siglo pasado, los países miembros de la entonces Comunidad Económica Europea, consideraron imprescindible establecer una herramienta normativa común que permitiera garantizar la transparencia en el mercado de los materiales forestales de reproducción procedentes de iniciativas de selección. El desarrollo de este marco normativo era perentorio teniendo en cuenta la imposibilidad de valorar visualmente la identidad y la calidad genéticas de estos materiales por parte del utilizador final. Esta normativa (Directiva del Consejo 66/404/CEE) se aplicaba a unas pocas especies, como *Pseudotsuga menziesii*, *Picea sitchensis*,

Pinus sylvestris o *Populus* spp. y se restringía a materiales que habían sido sometidos a selección con un objetivo productivo. Esta disposición se modificó sustancialmente en el año 1977 (Segunda Directiva del Consejo 75/445/CEE), debido a que los programas de mejora genética eran ya capaces de poner a disposición del mercado materiales cuya superioridad genética había sido contrastada en ensayos comparativos. En esta directiva se implanta por primera vez el sistema de división de los materiales de reproducción en categorías; en concreto, se establecen las categorías seleccionada y controlada.

Posteriormente, gracias al avance de los conocimientos científicos en genética forestal y como respuesta a las nuevas políticas de conservación y uso sostenible de la biodiversidad, se modifica la normativa de comercialización de materiales de reproducción. Así, la Directiva 1999/105/CE mantiene el objetivo de garantizar la calidad y la adecuación genética y fenotípica de éstos al sitio de plantación, pero incorpora la orientación de conservación e incremento de la diversidad genética de los árboles como parte esencial de la gestión forestal sostenible y de la promoción de la biodiversidad. Por ello, en esta nueva normativa, se regulan otras muchas especies muy utilizadas en la selvicultura europea, pero no necesariamente con fines productivos, y se incorpora la posibilidad de comercializar materiales de la categoría identificada, es decir, materiales que no han sido sometidos a selección. Esta directiva se incorporó al ordenamiento jurídico español mediante el Real Decreto 289/2003 sobre comercialización de los materiales forestales de reproducción, que amplía el elenco de las especies reguladas incluyendo taxones de amplio uso en las repoblaciones que se llevan a cabo en España (tabla 12.1). Algunas Comunidades Autónomas han incorporado otras especies forestales de amplio uso en sus territorios.

La normativa europea más reciente establece cuatro categorías para los materiales de reproducción: identificada, seleccionada, cualificada y controlada. La asignación de un material a una u otra categoría depende del tipo de selección y de la evaluación genética a la que haya sido sometida la unidad –denominada material de base– a partir de la cual se obtiene (figura 12.16).

Tabla 12.1. Taxones regulados por la normativa de comercialización en la Unión Europea y taxones incluidos por España.

Normativa	Especies
Directiva 1999/105 CE	*Abies alba, A. cephalonica, A. grandis, A. pinsapo, Acer platanoides, A. pseudoplatanus, Alnus glutinosa, A. incana, Betula pendula, B. pubescens, Carpinus betulus, Castanea sativa, Cedrus atlantica, C. libani, Fagus sylvatica, Fraxinus angustifolia, F. excelsior, Larix decidua, L.* x *eurolepis, L. kaempferi, L. sibirica, Picea abies, P. sitchensis, Pinus brutia, P. canariensis, P. cembra, P. contorta, P. halepensis, P. leucodermis, P. nigra, P. pinaster, P. pinea, P. radiata, P. sylvestris, Populus* spp. e híbridos artificiales*, Prunus avium, Pseudostuga menziesii, Quercus cerris, Q. ilex, Q. petraea, Q. pubescens, Q. robur, Q. rubra, Q. suber, Robinia pseudoacacia, Tilia cordata, T. platyphyllos*
Real Decreto 289/2003 (incorporadas por España)	*Arbutus canariensis, A. unedo,* híbridos artificiales de *Castanea sativa, Ilex aquifolium, Juglans* spp. e híbridos artificiales*, Juniperus communis, J. oxycedrus, J. phoenicea, J. thurifera, Olea europea, Phoenix canariensis, Pinus uncinata, Pistacia atlantica, Quercus canariensis, Q. coccifera, Q. faginea, Q. pyrenaica, Sorbus aria, S. aucuparia, Tamarix gallica, Taxus baccata, Tetraclinis articulata, Ulmus glabra, U. minor*

En España, los materiales de base deben autorizarse por las Comunidades Autónomas. El conjunto de materiales de base autorizados constituye el Registro Nacional de Materiales de Base. Las modificaciones que afectan a este registro se publican en el BOE en formato de resumen, denominado Catálogo Nacional de Materiales de Base, cuyo contenido actualizado puede consultarse en la página electrónica de la Administración nacional competente en la materia. La aplicación en línea SIG-FOREST, desarrollada por el INIA, ofrece visores cartográficos por especies en los que se indica la ubicación de estos materiales de base.

A su vez, la Unión Europea mantiene actualizado un listado de los materiales de base autorizados por todos los estados miembros, denominado "European List", que también puede consultarse de manera electrónica (base de datos FOREMATIS). La producción de materiales de reproducción a partir de estas unidades de admisión debe avalarse por un documento denominado certificado patrón, cuyo contenido y formato es común para todos los países de la Unión Europea.

El Real Decreto 289/2003 establece una serie de requisitos a las administraciones competentes de las comunidades autónomas y a los operadores profesionales con objeto de implementar un sistema de control y de trazabilidad en el proceso productivo y de comercialización de los materiales de reproducción de las especies reguladas. Así, los organismos competentes de las Comunidades Autónomas deben autorizar y supervisar las recolecciones, emitir los certificados patrón correspondientes y efectuar controles en la fase de transformación de los materiales, desde los frutos hasta las plantas. Por su parte, los productores y comerciantes deben comunicarse con la administración, en la forma que cada comunidad autónoma haya establecido, con objeto de facilitar información sobre la trazabilidad de los materiales y mantener un registro de los movimientos de materiales, así como la documentación que los avala (figura 12.17).

Para los materiales de reproducción de especies forestales no previstas en la normativa específica, la Ley 30/2006 de semillas y plantas de vivero establece que las partidas deben ir acompañadas por una información mínima recogida en una etiqueta o en un documento del proveedor en los que se indique, al menos, la identificación del productor y la especie.

En cualquier caso y con la entrada en vigor del Reglamento (UE) 2016/2031 sobre medidas de protección contra las plagas de los vegetales, todas las partidas de plantas deben ir acompañadas en su movimiento por sus correspondientes pasaportes fitosanitarios, que incluyen la información necesaria para su trazabilidad (ver capítulo 16 de este libro).

El Esquema OCDE de semillas y plantas forestales (OECD 2019) para el comercio internacional de materiales forestales de reproducción, que se aplica a un gran número de especies, es equivalente al establecido por la Directiva comunitaria. Así, la importación de materiales de países que se hayan adscrito a esta regla deberá llevar adjunta la documentación que incluye información sobre sus características básicas y como garantía de trazabilidad.

La información mínima que se desee poseer sobre los materiales que se introduzcan de terceros países que no utilicen este esquema debería establecerse antes de efectuar la compra e incluir, si es posible, un documento oficial que avale dicha información o, al menos, que asegure su trazabilidad. Si la especie está regulada por la normativa de la Unión Europea de comercialización de materiales forestales de reproducción y el país de origen no participa en este esquema OCDE, debe solicitarse autorización para su importación a la Comisión.

Fuente semillera de *Quercus faginea* en Gavet de la Conca (Lleida) asignada a la región de procedencia 25 Pirineos (foto: MC Bellera).

Rodal selecto de *Quercus suber* de la región de procedencia 5 Sierra Morena Occidental en Oliva de la Frontera (Badajoz) (foto: ICMC-CICYTEX).

Huerto semillero de *Pinus sylvestris* en Valsaín (Segovia), establecido con genotipos seleccionados teniendo en cuenta rasgos vinculados a la producción de madera (foto: C Anegón Esteban).

Progenitores de familia MB1 y MB2 de *Juglans regia* en IRTA-Mas Bové (Constantí, Tarragona). Vista general del campo con los progenitores y sus polinizadores en el año 2021 (foto: IRTA).

Clon I-214 de chopo euramericano (*Populus* ×*euramericana*) en un campo de plantas madre para su multiplicación (foto: JL García Caballero).

Figura 12.16. Ejemplos de distintos tipos de materiales de base incluidos en el registro español.

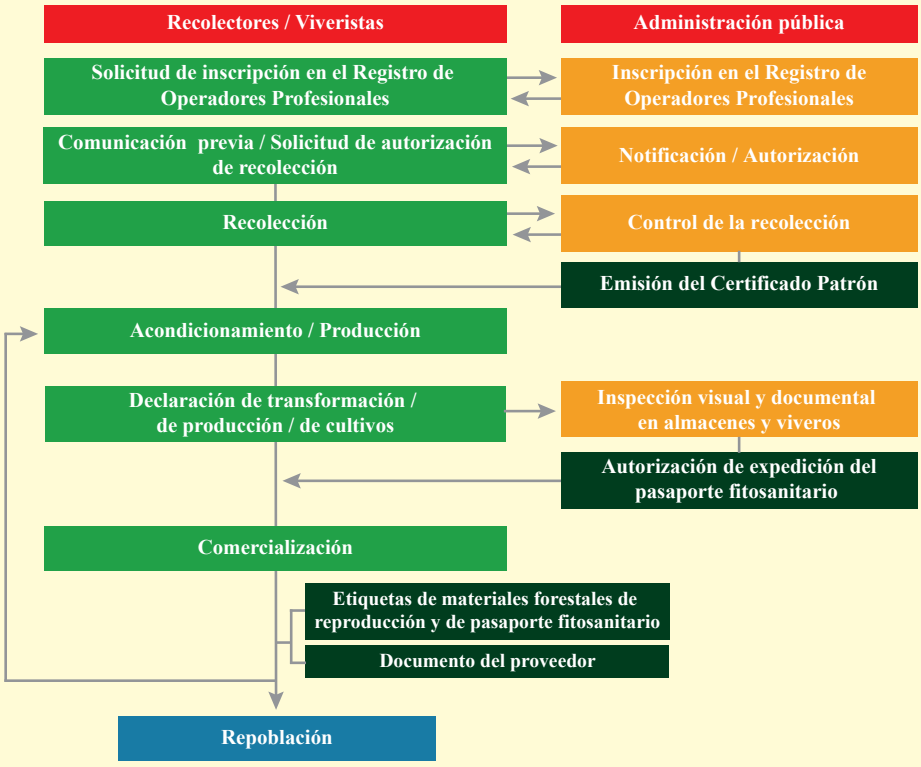


Figura 12.17. Esquema básico de trazabilidad de los materiales forestales de reproducción regulados por la normativa de comercialización. Este sistema se ve reforzado por la normativa europea de sanidad vegetal, que obliga a la inspección en vivero de todos los lotes de planta, de tal manera que se está tendiendo a la complementación de ambas regulaciones en su aplicación. Este esquema puede presentar variaciones entre Comunidades autónomas, en función de los órganos autonómicos competentes en materia de comercialización y de sanidad vegetal y de los procedimientos administrativos establecidos.

Conceptos de región de procedencia, origen y procedencia

Región de procedencia. La normativa de comercialización de materiales forestales de reproducción (Real Decreto 289/2003) define la región de procedencia, para una especie o subespecie determinada, como "la zona o el grupo de zonas sujetas a condiciones ecológicas suficientemente uniformes en las que se encuentran fuentes semilleras o rodales que presentan características fenotípicas o genéticas similares, teniendo en cuenta límites de altitud, cuando proceda". Este concepto es ciertamente impreciso, puesto que no queda definido qué es "suficientemente uniforme" o cuánto de similares deben ser las características fenotípicas o genéticas. Sin embargo, si estas regiones de procedencia se establecen con un mínimo de rigor teniendo en cuenta la información disponible, ante la falta de información genética, son

mejor que nada y resultan una herramienta útil para establecer recomendaciones de uso de los materiales de reproducción y ayudan al repoblador en la etapa de definición de su procedencia.

Procedencia. Esta normativa establece, también para los materiales de base de los tipos fuente semillera y rodal, que la procedencia es el "lugar en el que vegeta cualquier masa forestal". Es decir que puede indicarse fácilmente la procedencia de cualquier población, incluso si se ha establecido mediante forestación y nada se sabe acerca del origen de las semillas o de las plantas que se utilizaron para su establecimiento.

Origen. No ocurre lo mismo con el concepto de origen, ya que para estos materiales su origen viene definido por el lugar en el que se recolectaron los materiales para establecer la masa reforestada. El origen de estos materiales de base puede ser autóctono, indígena, no autóctono o de origen desconocido. Son de origen autóctono aquellas fuentes semilleras o rodales que se han regenerado naturalmente o bien de manera artificial a partir de materiales recogidos en la misma población o en poblaciones autóctonas dentro de una distancia reducida. El origen será indígena si una población autóctona se regenera de manera artificial con materiales originarios de su misma región de procedencia; también, si se trata de una repoblación autóctona que se establece con materiales de la región de procedencia en la que se localiza. El origen será no autóctono (y no indígena) cuando, para la regeneración o la repoblación se hayan utilizado materiales de otras regiones de procedencia.

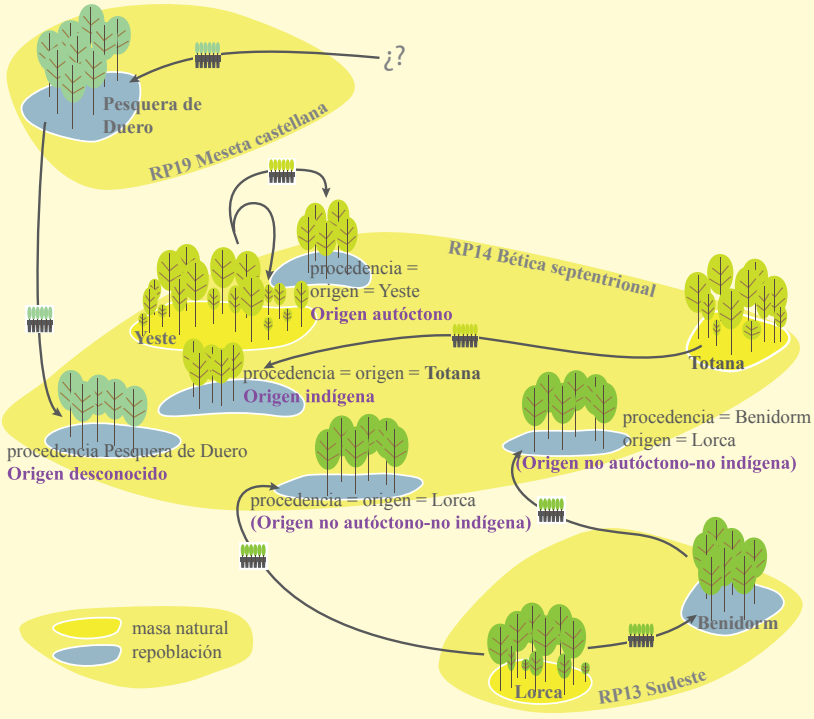


Figura 12.18. Esquema de diferentes orígenes posibles para los materiales de base de los tipos fuente semillera o rodal.

3. Factores determinantes de la elección de los materiales de reproducción: de la teoría a la toma de decisiones

Una vez justificada la oportunidad de la acción repobladora y efectuada la elección de la especie o las especies que se van a implantar (capítulo 11), el proyectista debe determinar las características genéticas de los materiales de reproducción que ofrezcan mayores probabilidades de éxito y, por ende, los materiales de base o las poblaciones de los cuales deban obtenerse.

En el capítulo 16, dedicado a la calidad de los materiales de reproducción y citando a Ritchie y Landis (2010), se pone de manifiesto que no existe un modelo universal de calidad morfofisiológica de las plantas, ya que dependerá de los objetivos y de las condiciones en las que se lleve a cabo la repoblación forestal. Esta afirmación es perfectamente aplicable a la calidad genética de los materiales de reproducción. Así, ésta debe definirse para cada repoblación, estableciendo, a priori y con los conocimientos y herramientas existentes, las cualidades que deben poseer desde el punto de vista genético.

El objetivo prioritario de la repoblación forestal y su vocación de permanencia en el tiempo son factores determinantes en la elección de las características genéticas más convenientes. Por ejemplo, los plantones de un determinado clon de chopo pueden tener la calidad genética adecuada para una plantación productiva, pero no pueden considerarse de calidad para la revegetación de una ribera, aún si estos materiales presentaran excelentes características desde el punto de vista morfofisiológico.

Si bien las repoblaciones pueden establecerse por múltiples objetivos (ver capítulos 1 y 8), a los efectos de la toma de decisiones en relación con la calidad de los materiales de reproducción, éstos podrían simplificarse en dos principales: un objetivo multifuncional, en el que se pretende crear una superficie forestada que tienda a cumplir el mayor número de las funciones ecológicas que le serían propias, y un objetivo productivo, en el que, en primer lugar, se desea obtener un determinado bien tangible con retorno económico. Si bien los objetivos productivo y protector no son excluyentes, en este capítulo se habla de repoblación con objetivo productivo estrictamente para aquellas plantaciones que, una vez llegado su turno o finalizado el período de aprovechamiento, se cortan y eliminan, pudiendo utilizarse los terrenos para este mismo u otros destinos. No obstante, no debe despreciarse la función ecológica positiva que este tipo de plantaciones puede ofrecer (Carnus *et al*. 2006; Evans 2009b; Fernández Yuste 2018).

Con independencia de cuál sea el objetivo de la repoblación, otro aspecto que condiciona en gran medida la elección de los materiales de reproducción es que sus características genéticas sean apropiadas para el nuevo entorno ecológico. Así, en el caso de que se trate de plantaciones productivas, los materiales deben ser los adecuados para las condiciones del sitio de plantación, de tal manera que se pueda esperar un rendimiento económico que justifique la iniciativa. En repoblaciones con objetivo protector, la elección de materiales adaptados a las condiciones ambientales del lugar de la actuación es un requisito indispensable para el buen desarrollo de la nueva población.

Partiendo de la base de que, en principio, una amplia diversidad genética promueve la capacidad de respuesta de las poblaciones a ambientes cambiantes, el objetivo de la

repoblación, que define en gran medida su vocación de permanencia en el tiempo a través de su posterior regeneración natural de manera autónoma, también determina qué peso debe darse a este factor en la elección de los materiales de reproducción. Por ello, en el diseño de una repoblación cuyo objetivo principal sea protector, además de muchas otras consideraciones y previsiones para promover su éxito a corto plazo (ver, por ejemplo, los capítulos 14 y 16 de preparación del suelo y de calidad de los materiales de reproducción), se debe tener una perspectiva de futuro, considerando no sólo la naturaleza dinámica de las nuevas poblaciones en términos de su estructura o composición, sino también la de su evolución en términos genéticos. Como ya se ha recalcado anteriormente, el hecho de no tener en cuenta este aspecto puede llevar al fracaso de la acción repobladora a largo plazo y tener consecuencias directas impredecibles sobre las poblaciones naturales existentes en el entorno de la misma, pudiendo afectar negativamente a su potencial evolutivo y comprometiendo, asimismo, la posibilidad de acceso a recursos valiosos a las generaciones venideras. Esta última consideración, sobre la incidencia del uso de determinados materiales de reproducción en las poblaciones naturales, obliga a una mayor cautela cuando se van a utilizar especies en su área de distribución natural o se van a introducir especies que pueden hibridarse con las que naturalmente se encuentran presentes en el sitio de actuación, como ya se ha puesto de relieve en el apartado 2.

Teniendo en cuenta estos factores, el proyectista debe efectuar las valoraciones oportunas en relación con las siguientes preguntas:

- ¿deben proceder los materiales de iniciativas o programas de selección o mejora?
- ¿qué materiales ofrecen garantía de adaptación o buen desarrollo para el sitio de plantación?
- ¿qué diversidad genética deben tener los materiales?
- ¿qué posibles impactos negativos pueden derivarse de los materiales de reproducción que se utilicen?

Así, desde un punto de vista práctico, la elección deberá tener en cuenta la información disponible (y su grado de precisión) sobre las características de los materiales en relación con su diversidad genética y adaptación y la selección artificial de que hayan sido objeto (aspectos cuyo fundamento teórico se ha desarrollado en el capítulo 3). Al respecto, ayuda a clarificar estas cuestiones las categorías establecidas por la normativa de comercialización para los materiales de reproducción de las especies reguladas y los materiales de base a partir de los cuales pueden obtenerse (tabla 12.2). Esta categorización, a efectos de los análisis que se presentan en los apartados siguientes, puede extrapolarse también a especies forestales no reguladas.

Si la repoblación está orientada principalmente a la obtención de ciertos rendimientos productivos, es necesario conocer las características de los materiales de base disponibles y saber qué puede –y qué no puede– esperarse de ellos. Así, los materiales de la categoría identificada, en principio y suponiendo que no hayan tenido lugar selecciones involuntarias, procederán de materiales de base que no habrán sido sometidos a proceso de selección artificial alguno. Los de la categoría seleccionada proceden de poblaciones que han sido elegidas por mostrar, en promedio, un comportamiento fenotípico superior para ciertos rasgos de interés. Los materiales de la categoría cualificada también proceden

Tabla 12.2. Categorías comerciales establecidas por la Directiva 1999/105 CEE, materiales forestales de reproducción que pueden comercializarse y características de los materiales de base de los que provienen.

Categoría de los MFR	Material de base	Selección	Otras características y exigencias	Tipos de MFR
Identificada	Fuentes semilleras, Rodales	No	(Región de) procedencia conocida y única Diversidad genética, en principio, amplia	Frutos Semillas Plantas
Seleccionada	Rodales (selectos)	Selección fenotípica poblacional para rasgos de interés (grupo de individuos con características superiores, en promedio, a los de rodales o masas circundantes)	(Región de) procedencia conocida y única Diversidad genética, en principio, amplia Pueden haber sido sometidos a claras para la eliminación de fenotipos no deseados (se reduce la diversidad genética)	Frutos Semillas Plantas Partes de plantas procedentes de plantas a partir de semillas
Cualificada	Huertos semilleros Progenitores de familia Clones Mezclas de clones	Selección fenotípica individual (en campo o en ensayos) para rasgos de interés (individuos con características fenotípicas superiores respecto de otros individuos)	(Región de) procedencia conocida o no Un mismo material de base (excepto clones) puede contener individuos de diferentes regiones de procedencia Reducción de la diversidad genética (al menos para el o los caracteres fenotípicos seleccionados con una relativa alta heredabilidad y otros correlacionados genéticamente)	Frutos Semillas Plantas Partes de plantas
Controlada	Huertos semilleros Progenitores de familia Clones Mezclas de clones Rodales	Selección genética para rasgos de interés (genotipos o grupos de genotipos con características superiores respecto de testigos)	(Región de) procedencia conocida o no Un mismo material de base (excepto clones) puede contener individuos de diferentes regiones de procedencia Reducción de la diversidad genética (al menos para el carácter o los caracteres seleccionados y otros correlacionados genéticamente)	Frutos Semillas Plantas Partes de plantas

de materiales que han sido sometidos a selección fenotípica, si bien en este caso se trata de selecciones individuales, de genotipos concretos. Finalmente, los materiales de la categoría controlada (o equivalente para especies no reguladas; por ejemplo, clones testados de *Eucalyptus*) se obtienen de materiales de base cuyos individuos (o conjunto de individuos) han sido sometidos a ensayos genéticos y se han mostrado superiores comparativamente o frente a testigos para ciertos rasgos de interés.

3.1. Repoblaciones con objetivo principalmente productivo

3.1.1. Selección artificial

El repoblador debe tener claro, en primer lugar, que la selección fenotípica no es, necesariamente, garantía de superioridad genética. La superioridad fenotípica de un individuo o grupo de individuos para uno o varios rasgos es el resultado de la compleja relación entre los genes que portan y el ambiente al que han estado sometidos desde su ontogenia hasta el momento en que se lleva a cabo la selección. Es decir, no es posible discriminar por su aspecto o comportamiento cuál es el peso de las componentes genética y ambiental en la expresión de dichos caracteres, a no ser que se efectúen ensayos genéticos. Por ello, la utilización de materiales de la categoría controlada para las repoblaciones con objetivo netamente productivo debería ser la norma, a no ser que para la especie elegida sólo se disponga de materiales de la categoría cualificada (o, en último término, seleccionada). No obstante, los materiales resultado de selecciones fenotípicas para rasgos que tienden a estar bajo un control genético relativamente alto (tabla 12.3) puede ser de interés para el establecimiento de repoblaciones productivas de especies para las que no hay disponibilidad en el mercado de materiales de la categoría controlada adecuados al sitio de cultivo o para repoblaciones con interés mixto productor-protector (figura 12.19).

Tabla 12.3. Valores de heredabilidad estimados para diferentes rasgos y especies forestales (muy alta: 1 a 0,9; alta: 0,9 a 0,6; moderada 0,6 a 0,35; baja: 0,35 a 0,1; muy baja: 0,1 a 0) (fuente: Alía *et al*. 2009a y, parcialmente, Alía y Majada 2013).

Especie	Tolerancia a la sequía	Fenología	Altura	Diámetro	Densidad de madera	Forma del fuste	Ramificación
Pinus pinaster	alta		baja a moderada	baja	moderada a alta	baja a moderada	
Castanea sativa	alta	alta	moderada				
Populus ×euramericana		alta	moderada		alta	alta	alta
Populus alba		moderada				muy baja	moderada
Populus deltoides		moderado a alta					
Pinus sylvestris			baja a moderada	baja	moderada	baja a moderada	
Pinus halepensis			moderada				
Pinus nigra				baja			

Pinar de *Pinus pinaster* en Arenas de San Pedro (Ávila) (foto: A López Carrasco).

Pinar de *Pinus pinaster* en Coca (Segovia) (foto: MA Prada).

Figura 12.19. De acuerdo con los resultados del análisis del comportamiento de diferentes procedencias de *Pinus pinaster* en los ensayos españoles más antiguos, establecidos en 1967 en el este peninsular, el crecimiento en volumen superior y la buena conformación de fuste de la procedencia de Arenas de San Pedro (Ávila) indican que la población de esta localidad puede ser una fuente de materiales forestales de reproducción muy interesante para su uso en áreas con clima mediterráneo y alta potencialidad para el crecimiento de la especie. En esta misma red de ensayos, la procedencia de Coca (Segovia) muestra un desarrollo algo inferior, si bien nada despreciable; no obstante, tiende a presentar defectos de curvatura de fuste importantes y alta ramosidad que la hacen menos atractiva para la producción de madera de sierra (Alía *et al*. 1997, 2001).

Para las especies reguladas por la normativa de comercialización, los materiales de base para la producción de materiales de la categoría controlada incluidos hasta la fecha en el Catálogo nacional reflejan la realidad de la selvicultura extensiva con objetivo productor en España. Así, se han autorizado para esta categoría huertos semilleros de *Pinus pinaster* y *Pinus radiata* para la producción de madera bajo clima atlántico en el norte peninsular. Se han incluido, también, clones de *Castanea sativa* con objetivo multifuncional y de *Pinus pinea* para la producción de piñón. Si bien el catálogo español ha incluido en esta categoría varios clones de *Populus* spp. para la producción de madera, éstos proceden en su mayoría de selecciones y cruzamientos efectuados en otros países (Rueda *et al*. 2019); otros clones de chopos autorizados, algunos de ellos seleccionados fenotípicamente en España (‘Lombardo leones’ y ‘Bordils’), no deberían figurar en el catálogo, al menos para una selvicultura productiva (Rueda y Prada Sáez 2018) (figura 12.20).

La categoría cualificada se debería entender, en principio, como una categoría que se asigna a materiales en proceso de evaluación en el marco de iniciativas de mejora genética; es decir, como paso previo a su aprobación en la categoría controlada. En este sentido, se pondría a disposición del selvicultor materiales potencialmente seleccionables en ensayos de evaluación genética; siempre será mejor disponer de ellos que no disponer de materiales. Sin embargo, esta categoría es actualmente un “cajón de sastre” en el que se incluyen unidades de admisión que responden a distintos tipos de iniciativas (figura 12.21). Así, se han incluido materiales con objetivos muy heterogéneos, como el objetivo inicial de la categoría, esto es, materiales en proceso de evaluación enmarcados en programas que buscan incrementar las producciones o la

Figura 12.20. Materiales de base autorizados para la producción de materiales forestales de reproducción de la categoría controlada (según el Catálogo a 30 de abril de 2021). Los clones, que no cuentan con una correspondencia geográfica, se vinculan al sitio del obtentor, excepto en el caso de los clones de chopos, que no se incluyen en la figura por haberse obtenido, en su mayoría, en programas de selección extranjeros (HS: huerto semillero; C: clones).

resistencia a enfermedades; pero también se incluyen huertos semilleros de polinización abierta de distintas especies (en España, fundamentalmente del género *Pinus*), fruto de acciones puntuales de selección fenotípica de individuos para la producción de materiales destinados a "selvicultura multifuncional" y para los que no se pretende su mejora genética, así como plantaciones para la conservación de recursos genéticos forestales. Debe recordarse, nuevamente, que la superioridad genética de los materiales de la categoría cualificada no ha sido demostrada.

Los rodales catalogados en España para la producción de materiales de reproducción de la categoría seleccionada están destinados, en su gran mayoría, a una "selvicultura multifuncional", en iniciativas desvinculadas de programas de mejora genética. No se prevé, al menos a corto y medio plazo, que estas poblaciones se registren para la categoría controlada.

Si se utilizan lotes procedentes de huertos semilleros, debe tenerse en cuenta que éstos pueden recolectarse de manera masiva o en determinadas proporciones que equilibran la contribución materna o que mejoran la calidad genética del lote al potenciar los genotipos que aportan mayor ganancia genética al conjunto.

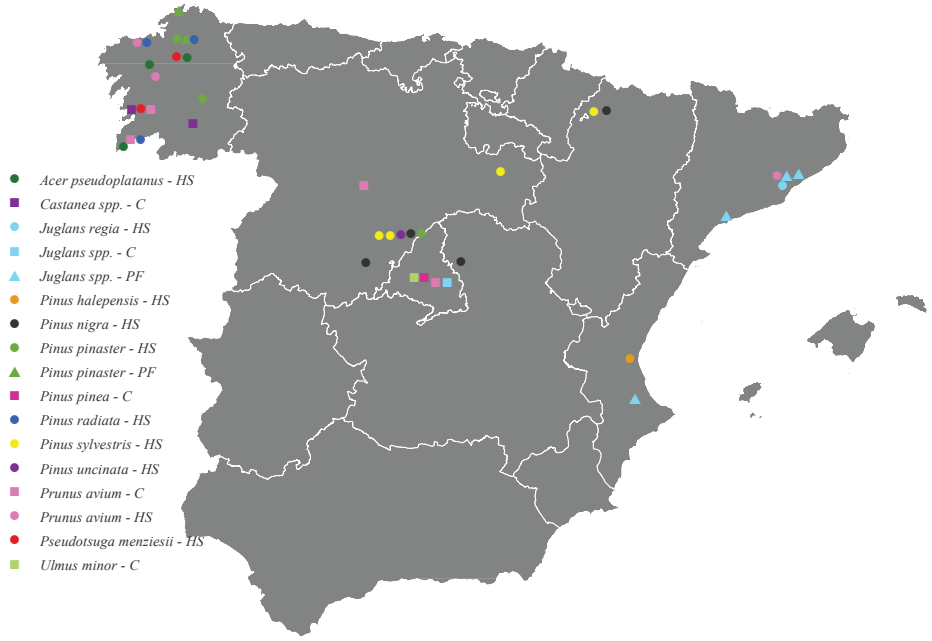


Figura 12.21. Materiales de base autorizados para la producción de materiales forestales de reproducción de la categoría cualificada (según el Catálogo a 30 de abril de 2021). Los clones, que no cuentan con una correspondencia geográfica, se vinculan al sitio del obtentor (HS: huerto semillero; PF: progenitores de familia; C: clones).

Debe considerarse, asimismo, el grado de aislamiento genético de los huertos semilleros y de los progenitores de familia, ya que pueden contener una importante proporción de cruzamientos con genotipos externos debido a que dicho aislamiento es muy difícil de lograr. Así, la contaminación polínica en este tipo de materiales con otros ajenos es la situación habitual. Las estimaciones efectuadas en progenies obtenidas de huertos semilleros de diferentes coníferas indican que las hibridaciones no deseadas representan porcentajes superiores al 30-40% de la cosecha, variables según años (Adams *et al*. 1997; Lindgren y Mullin 1998; Plomion *et al*. 2001; Torimaru *et al*. 2009; Hall *et al*. 2020). Por el contrario, en un huerto semillero de una frondosa de polinización entomófila, como *Prunus avium*, se estimó una reducida contaminación polínica (Mariette *et al*. 2007). Debe considerarse que, cuanto mayor sea el flujo génico procedente de poblaciones ajenas al huerto, mayor será la diversidad genética de la cosecha, si bien la ganancia genética se vería reducida.

Los huertos semilleros y los progenitores de familia autorizados en España hasta la fecha son de polinización libre, por lo que es esperable un cierto grado de contaminación genética en los lotes recogidos en, al menos, aquellas instalaciones próximas a masas de la especie en cuestión.

3.1.2. Idoneidad ambiental - Ganancia genética

Cuando se pretende establecer una plantación con un objetivo productivo, suele tenerse claro qué especie (o taxón) se va a utilizar, bien sea porque vegeta bien de manera natural en el territorio, porque se conocen sus requerimientos ecológicos para su buen desarrollo o por experiencia previa en su cultivo. La toma de decisiones se puede complicar cuando debe elegirse concretamente el material que conviene utilizar para obtener la mayor producción posible en el sitio de plantación, dentro del abanico de posibilidades que pueda ofrecer el mercado.

En relación con las especies reguladas, la lista europea de materiales de base para la producción de materiales forestales de reproducción de las categorías seleccionada, cualificada y controlada es muy amplia e incluye unidades de admisión autorizadas para un gran número de especies por cada uno de los países miembros de la Unión Europea en su territorio (ver base de datos FOREMATIS en su página electrónica). A estos materiales se suman los obtenidos en terceros países sometidos a requisitos de selección equivalentes. En principio, el selvicultor español podría elegir cualquiera de estos materiales como fuente de plantas para su repoblación productora, ya que han sido aprobados cumpliendo las exigencias establecidas por la normativa para los materiales de base relacionados con estas categorías y no existen restricciones de movimiento en el mercado interior. A su vez, no hay prohibiciones para la importación de materiales forestales de reproducción, siempre que se cumplan unos requisitos similares a los establecidos por la norma europea de comercialización (y no haya limitaciones por temas de sanidad vegetal).

Dentro de este elenco, determinadas especies no parecen o no han resultado adecuadas para su uso en territorio español con fines productivos (*Larix* spp., *Picea* spp., etc.). Respecto de los materiales seleccionados o mejorados procedentes de otros países para las especies que pueden cultivarse en España (por ejemplo, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* o *Pinus nigra*), debe recordarse que la superioridad fenotípica (para las categorías seleccionada o cualificada) o genética (para la categoría controlada) está vinculada a las condiciones ambientales específicas en las que se ha efectuado la selección o la evaluación del genotipo o del conjunto de genotipos. Por ello, en caso de utilizar estos materiales, debe tenerse precaución y no efectuar un uso masivo sin antes haber establecido ensayos de introducción o valoraciones de iniciativas de experimentación previas que permitan estimar la ganancia genética esperable, poniendo en la balanza, asimismo, los riesgos potenciales de este movimiento en los recursos genéticos autóctonos.

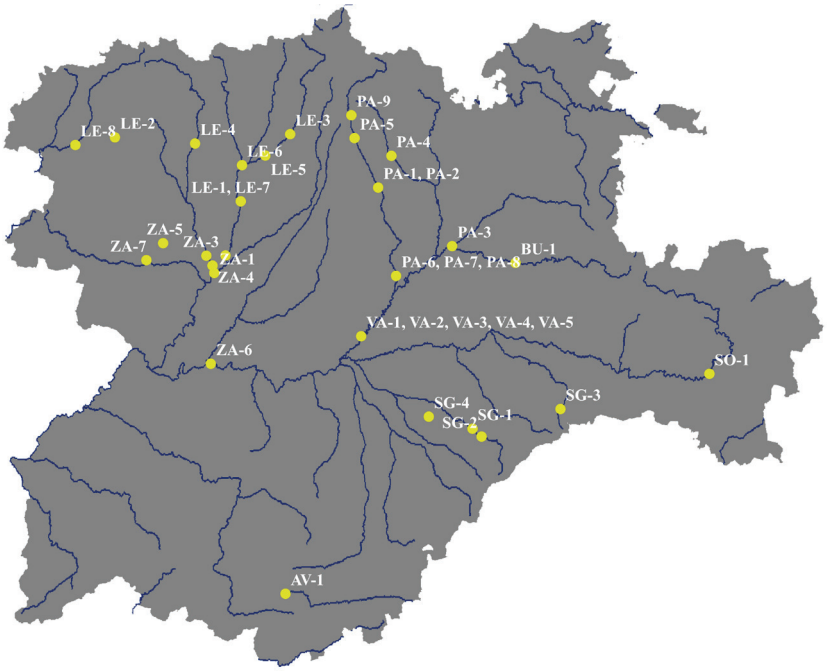
En cualquier caso, la puesta a disposición en el mercado de los materiales procedentes de selección debe ser lo más transparente posible. El usuario debe poder disponer de la información básica que facilite su elección para el objetivo y lugar de la plantación. Así, debe quedar claro para el selvicultor cuáles han sido los parámetros objeto de selección, cuáles son las características principales del material de base (por ejemplo, para huertos semilleros, número de componentes y grado de aislamiento reproductivo) y, sobre todo, en qué zonas se recomienda (o no se recomienda) su utilización y qué ganancias genéticas serían esperables, así como, en lo posible, el grado de susceptibilidad o tolerancia a organismos nocivos que pudieran poner en cuestión la supervivencia de la repoblación o reducir su buen desarrollo.

Según la normativa, los materiales de base de las especies reguladas para la producción de la categoría controlada deben estar acompañados por unas recomendaciones de uso. En algunas ocasiones, los obtentores también facilitan esta información para materiales vinculados a la categoría cualificada. Por el coste de instalación y mantenimiento de dispositivos para la evaluación en diferentes ambientes, en la práctica, sólo en programas de mejora genética de cierta intensidad es esperable encontrar recomendaciones de uso establecidas en base a una amplia red de ensayos de comportamiento en campo.

De acuerdo con la información disponible en la herramienta de gestión de los materiales de base en España (Silvadat), gestionada por la Administración General del Estado, las recomendaciones aportadas por los obtentores se basan en: i) las limitaciones y exigencias impuestas por la propia ecología de cada especie; ii) las condiciones climáticas o edafoclimáticas de alta potencialidad requeridas para su cultivo, y iii) las condiciones ambientales en las que se ha efectuado la selección y, en su caso, la evaluación genética. Para ello, suele utilizarse como referencia las regiones de procedencia o de utilización en las que se han llevado a cabo las selecciones de los genotipos (por ejemplo, para huertos semilleros de *Pinus pinaster* y *Pinus radiata* en la categoría controlada, en las regiones de procedencia 1a- Noroeste litoral y 6-Litoral vasco, respectivamente).

Asimismo, para varios materiales catalogados, los obtentores consideran adecuado extrapolar los resultados a regiones de procedencia (o de utilización) homologables climáticamente a las de los sitios de selección o ensayo, si bien, generalmente, con ciertas restricciones conservadoras. Así, por ejemplo y en la categoría controlada, para los clones de pino piñonero se recomiendan las regiones de procedencia 1-Meseta norte y 2-Valles del Tiétar y del Alberche, en las que se encuentran las parcelas donde se efectuaron las selecciones, y, por homologación fitoclimática, las regiones próximas a aquellas y en las que existen masas de la especie (regiones de utilización 16 - Páramos del Duero-Fosa de Almazán; RIU 17-Tierras del Pan y del Vino; RIU 28-Campo Arañuelo-Cuenca de Madrid); las recomendaciones de uso de los clones de *Castanea crenata* × *Castanea sativa* se circunscriben a las regiones de utilización más húmedas, en el litoral del norte peninsular (regiones de utilización 1-Galicia Litoral, 3-Litoral asturcántabro y 6-Litoral vasco) y, debido a las exigencias impuestas por la especie para su buen desarrollo, sólo en enclaves húmedos y termófilos de las regiones más interiores (2-Montañas y mesetas interiores de Galicia y 5-Vertiente meridional cantábrica-Lomas de La Maragatería).

En el caso concreto de los clones de chopos, si bien su catalogación en España no ha conllevado el establecimiento de recomendaciones de uso, los resultados de las numerosas parcelas de ensayo establecidas con objeto de evaluar comparativamente su comportamiento para la producción de madera (Padró 1992; ver página electrónica Populuscyl de la Junta de Castilla y León en la que se incluyen documentos de análisis de resultados de parcelas experimentales de clones) (figura 12.22) permiten establecer las recomendaciones de uso de los clones más prometedores e informar sobre las limitaciones ambientales y de tipo biótico que presenta cada uno de ellos (Rueda *et al*. 2016).



Localización de las parcela de experimentación de clones de chopos establecidas por la Junta de Castilla y León.

Parcela de experimentación de clones de chopos en Vega de Infanzones (León) (foto: JL García Caballero).

Figura 12.22. Cabe destacar, por su exhaustividad, los ensayos de campo establecidos en Castilla y León para comparar el comportamiento de diferentes clones de chopos. Sus resultados permiten conocer su respuesta diferencial en distintos ambientes y establecer recomendaciones para su uso, ya que es posible predecir con cierta precisión si las condiciones del sitio donde se pretende utilizarlos son limitantes o si se trata de un ambiente favorable para su crecimiento.

3.1.3. Diversidad genética

Los programas de mejora parten, normalmente, de una amplia base genética cuya diversidad se va reduciendo en el tiempo debido a fases de selección y cruzamiento; como contrapartida, aumenta la ganancia genética, es decir el incremento en su rendimiento para el o los rasgos de interés (ver capítulo 2). Así, el selvicultor debe tener claro que la selección artificial de poblaciones o individuos puede conllevar una reducción de la diversidad genética y, por lo tanto, el establecimiento de poblaciones más homogéneas genéticamente y con menor adaptabilidad a los cambios o presiones ambientales. En este sentido, el repoblador debe efectuar una valoración de riesgos: si bien el uso de materiales con una amplia diversidad genética puede conducir a una disminución de la productividad, una estrecha base genética puede llevar al fracaso de la plantación (Ivetić *et al*. 2016) (ver apartado 3.2) (figura 12.23).

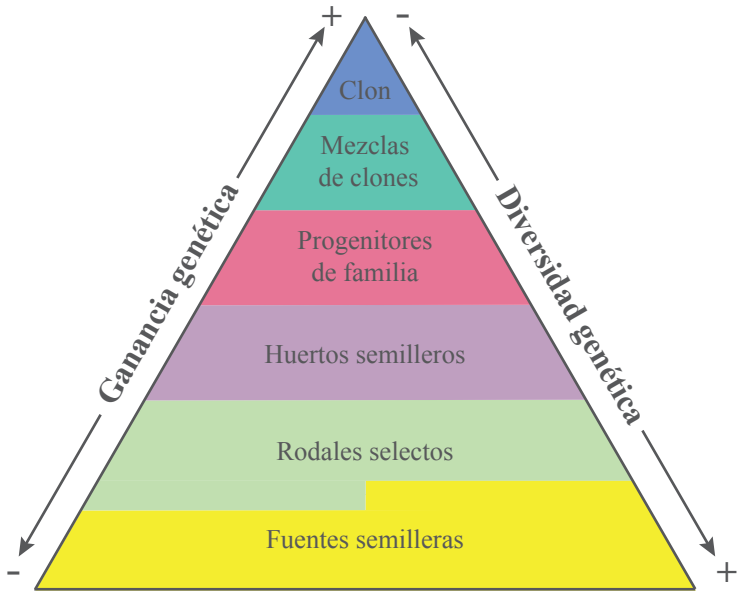


Figura 12.23. Esquema de la relación entre ganancia y diversidad genéticas para los diferentes tipos de materiales de base (se supone una correcta definición de los materiales de base y una adecuada gestión en la producción de los materiales forestales de reproducción). Para una especie en concreto, un rodal selecto puede tener una diversidad genética equivalente a la de una fuente semillera, en función de la variación genética de las poblaciones y de la mayor o menor intensidad de selección aplicada en el primer caso. Los riesgos de una baja diversidad pueden mitigarse con diferentes estrategias, tanto en el diseño de los programas de mejora para materiales cualificados y controlados, como en la racionalización del uso de las fuentes semilleras y los rodales selectos.

En programas de mejora genética de ciertas especies, se ofrece al repoblador lotes de semillas recolectados de huertos semilleros o de progenitores de familias. Estos lotes están constituidos, por tanto, por progenies de familias concretas o por mezclas específicas de

diferentes familias, obtenidas por polinización abierta, por policruzamiento (progenie que comparte el parental femenino, por polinización artificial de éste con una mezcla de polen de diferentes parentales masculinos) o de cruzamiento entre dos genotipos específicos (hermanos completos).

La diversidad genética de los materiales recogidos en estos dispositivos depende del número de parentales y del grado de parentesco entre ellos, así como de factores variables en el tiempo, como el desequilibrio de la contribución parental a la cosecha, el grado de contaminación de polen externo y la frecuencia de eventos de autopolinización, como han estimado para los huertos semilleros Harju (1995), Knowles (1985), Kang *et al*. (2001a), entre muchos otros autores. Por ello, el número de parentales o clones que conforman estas plantaciones semilleras, si bien es un primer indicio de la variación genética que puede esperarse de las cosechas, también es un estimador sesgado del tamaño efectivo de la población (Funda *et al*. 2011). En este sentido, se han efectuado diferentes aproximaciones para estimar este tamaño efectivo en huertos semilleros teniendo en cuenta diferentes factores condicionantes (Lindgren y Mullin 1998; Woods 2005). Como ya se ha indicado, se debe esperar que el tamaño efectivo de la población y, por tanto, la diversidad genética de las cosechas, varíe año a año al hacerlo cualquiera de los múltiples factores de los que depende, como confirman numerosos estudios en huertos semilleros de coníferas (Chaisurisri y El-Kassaby 1993; Kjær y Wellendorf 1998; Bilir *et al*. 2004; Kroon *et al*. 2009, entre muchos otros) (figura 12.24).

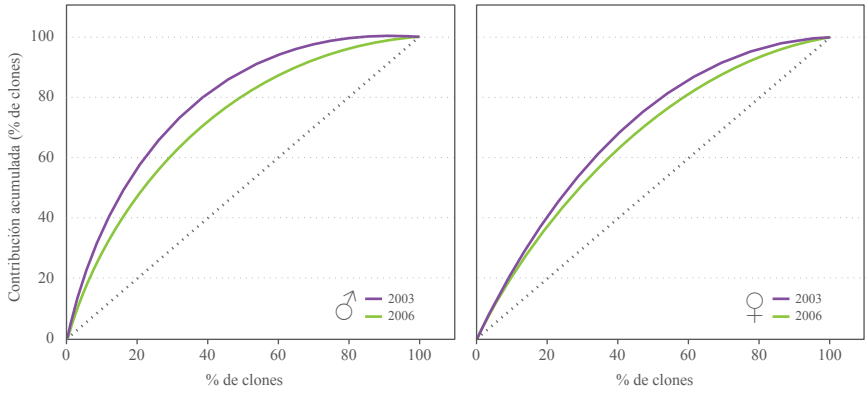


Figura 12.24. La contribución relativa en flores, frutos o semillas de los parentales que conforman un huerto semillero se suele utilizar como una aproximación sencilla para la estimación de su tamaño efectivo. En este ejemplo de un huerto semillero de *Pinus radiata*, la proporción de clones que contribuyeron al 50% de las flores femeninas producidas en el huerto fue de, aproximadamente, un 34% en 2006 y un 28% en 2003. El desequilibrio respecto de la población ideal fue mucho mayor en lo que respecta a las flores masculinas, con una contribución al 50% del total del 28% de los clones en 2006 y de, tan sólo, el 14% de los clones en 2003. Las autoras estimaron también que, en ambos años, el 25% de los clones presentes en el huerto habían contribuido al 50% de la cosecha de piñas (la línea de puntos indica el estado ideal de una contribución equilibrada de todos los clones a la producción total del huerto) (fuente: Codesido y Fernández López 2013).

El uso de materiales obtenidos en este tipo de plantaciones, siempre que su diseño y gestión sean adecuados, no implica necesariamente una reducción drástica de la diversidad genética respecto de la muestreada habitualmente en recolecciones efectuadas en poblaciones naturales. Generalmente, los genotipos presentes en los huertos semilleros han sido seleccionados en poblaciones que pueden estar más o menos distantes entre sí, por lo que las probabilidades de tener ancestros comunes son más reducidas que en las poblaciones fruto de regeneración natural. Sin embargo, si los materiales proceden de genotipos elegidos tras ciclos de selección recurrente, por ejemplo de un huerto semillero de segunda generación, en el que se ha efectuado depuración genética o se ha incrementado el grado de parentesco, es esperable una reducción de su diversidad genética (Chaisurisri y El-Kassaby 1994).

Varios autores, utilizando marcadores moleculares neutrales, han estimado que la selección fenotípica de árboles plus tiene poco impacto en la reducción de la diversidad genética en huertos semilleros de diferentes especies de coníferas; de hecho, ésta puede ser similar o, en algunos casos, superior a la estimada en poblaciones naturales (Szmidt y Muona 1985; Cheliak *et al*. 1988; Muona y Harju 1989; Chaisurisri y El-Kassaby 1994; Ruņģis *et al*. 2019), si bien se observa una tendencia a la pérdida de alelos raros en las poblaciones seleccionadas (El-Kassaby y Ritland 1996; Godt *et al*. 2001; Johnson y Lipow 2002). Sin embargo, los resultados del estudio de Rajora (1999) son contrarios a estas estimaciones, ya que indican que la diversidad genética de poblaciones naturales de edad avanzada y de su regenerado es superior al de poblaciones procedentes de selección fenotípica. En todo caso, debe tenerse en cuenta que dichos marcadores no están necesariamente vinculados a genes funcionales, por lo que, en lo que respecta a los genes asociados a los caracteres bajo selección artificial (y a todos aquellos correlacionados o ligados a ellos), es de esperar cierta reducción de la diversidad en la progenie para rasgos de importancia adaptativa respecto de la base genética de la población de partida (figura 12.23).

Los huertos semilleros deben contener un gran número de genotipos (tabla 12.4), incluso tras claras genéticas, una distribución de los pies que favorezca la panmixia y, preferiblemente, una gestión individualizada de las cosechas de semillas en estrategias que consideren un equilibrio entre diversidad y ganancia genéticas (Kang *et al*. 2001b; Stoehr *et al*. (2004); Kang *et al*. 2005; Funda 2012), así como una gestión apropiada de los materiales que se obtengan para evitar selecciones ocultas (El-Kassaby *et al*. 1989; Varghese *et al*. 2000; Kang *et al*. 2003) (ver los temas de homogeneización genética y selección artificial involuntaria en el apartado 2).

Si se opta por la denominada "selvicultura familiar" (*family forestry*) (White *et al*. 2007), los lotes de semillas tendrán una diversidad genética más o menos reducida en función de si se mantiene la progenie de cada familia de manera individualizada o se prefiere utilizar una mezcla de familias (que deberá ser, por norma, en proporciones conocidas) o del tipo de polinización utilizado. El suministro de lotes de familias de manera individualizada es la práctica habitual en el sudeste de EEUU para *Pinus taeda* y *Pinus elliotti*, con una tendencia clara al uso de familias de hermanos completos que permiten un aumento sensible de la ganancia genética (McKeand *et al*. 2007). A pesar del riesgo que supone la homogeneización genética de estas plantaciones, para el cultivo de estas especies suelen establecer plantaciones o bloques con una única familia, práctica que permite un mayor

Tabla 12.4. Número de genotipos no emparentados mínimo recomendado para la constitución de huertos semilleros en coníferas.

Número de genotipos	Referencia	Observaciones
40	Koski (2000)	Se mantendría una diversidad genética similar a la estimada en poblaciones naturales de *Pinus sylvestris*
(hasta) 90	Kang *et al.* (2001b)	
20	Johnson y Lipow (2002)	Como equivalente a una recolección en una población natural
10	Stoehr *et al.* (2004)	Referido al tamaño efectivo de población mínimo de un lote de semillas para capturar un 95% de la diversidad genética estimada en poblaciones naturales (de coníferas de amplia distribución)
20	Lindgren y Prescher (2005)	Cosechas con una proporción equilibrada de los genotipos

control del material utilizado y volver a elegir o descartar un pedigree concreto en caso de éxito o fracaso relativo de la plantación (McKeand *et al*. 2003). El uso de materiales obtenidos de progenitores de familia es, de momento, puntual en España, no generándose superficies continuas en plantaciones masivas (ver caso práctico VIII sobre el cultivo de nogales para madera). Su cultivo a escala reducida permite una gestión selvícola intensiva que puede minimizar los riesgos derivados de su baja diversidad genética.

Los materiales de base de los tipos clon o mezclas de clones indican claramente que se utilizarán para la repoblación plantas procedentes de partes de plantas. Cuando se ha optado por una selvicultura clonal (*clonal forestry*) con objetivo productivo, en las plantaciones que se establecen con un solo clon, hecho habitual, por ejemplo, en las plantaciones de chopos, no existirá diversidad genética salvo la propia que contenga el genotipo a nivel individual. En la populicultura existen numerosos ejemplos del impacto que tiene el establecimiento de cultivos genéticamente homogéneos; por ejemplo, la crisis ocurrida en el Valle del Po en los años 30 del siglo pasado debido al ataque masivo de *Venturia populina* (Frison 2015); o, posteriormente, la rápida difusión de *Marsonnina brunnea* como consecuencia del uso extensivo del clon 'I-214' en Europa (Heybroek 1978). En épocas más recientes, la expansión en Bégica y en el norte de Francia de clones de chopos resistentes a la raza E3 de *Melampsora larici-populina*, especialmente del clon 'Beaupré', propició la propagación de una nueva variante del parásito que causó graves pérdidas económicas (Rueda 2016).

El establecimiento de plantaciones con mezclas de clones aumenta su resistencia conjunta frente a agentes bióticos y abióticos (siempre que exista cierta variación genética en su conjunto), sin renunciar a disfrutar del beneficio de ganancia genética que ofrece la selvicultura clonal (Burdon y Aimers-Halliday 2006; Grossnickle y Folk 2007); sin embargo, también disminuye la uniformidad fenotípica de las plantaciones y complica su gestión y, en algunos casos, se reduce la homogeneidad del producto final. En la selvicultura clonal la diversidad genética puede promoverse mediante el mantenimiento de un mosaico de parcelas o rodales monoclonales o utilizando mezclas de clones en las propias plantaciones. Estas mezclas se podrían establecer de diferente manera: i) plantación de los clones en una

proporción equilibrada, es decir, el mismo número de ramets de cada uno de ellos, y al azar en la plantación (Libby 1987), o en filas de un solo clon (Lindgren 1993) o en bloques de un solo clon; ii) división de los clones en subgrupos y plantación de estos subgrupos en mosaico en la plantación o en la región (Foster 1994); o uso de grupos de clones en plantaciones monoclonales durante un período reducido, por ejemplo dos rotaciones para turnos cortos, y posterior sustitución por otro grupo de clones, distintos a los de la composición anterior (Rezende *et al*. 2013). No obstante, teniendo en cuenta los tiempos de evaluación de genotipos de especies forestales (al menos actualmente con técnicas clásicas) y los costes de propagación vegetativa, cualquier alternativa que signifique incrementar sustancialmente el número de clones que deben ponerse regularmente a disposición del selvicultor sólo es posible en programas de mejora establecidos para especies de uso extensivo y con altos retornos en términos económicos, como ocurre con *Pinus radiata* en Nueva Zelanda y Australia (Dungey *et al*. 2009) o el ya mencionado de *Pinus elliotti* en EEUU.

Como ya se reseñó mediante ejemplos, el establecimiento de extensas plantaciones monoclonales es probablemente una causa principal de la proliferación de daños de insectos y hongos parásitos de los chopos. Por este motivo, Rueda y García Caballero (2016) recomiendan realizar plantaciones monoclonales de 2 a 4 hectáreas para que puedan gestionarse de una manera racional; pero no más amplias. De esta manera se promueve el establecimiento de mosaicos de plantaciones a escala regional que dificultan la expansión de los patógenos por la diferente tolerancia que manifiestan los clones empleados ante sus ataques.

En este contexto, el interés que ha adquirido, desde finales del siglo XX al presente, la perspectiva de utilizar una selvicultura clonal a gran escala ha conducido al desarrollo de diferentes aproximaciones (Libby 1982; Hühn 1986; Roberds *et al*. 1990; Bishir y Roberds 1995; Yanchuk *et al*. 2006) que pretenden orientar sobre el número de clones que debe contener una población de mejora para reducir los riesgos de la selvicultura clonal. El rango de valores estimados es relativamente amplio (tabla 12.5), proponiéndose los valores menores para cultivos de corta rotación y siendo generalizada la conclusión de que, en general, un número de clones superior a 30-40 no disminuiría significativamente el nivel de riesgo (Bishir y Roberds 1995).

Tabla 12.5. Número de clones recomendado para su uso en selvicultura clonal (como regla general, debe entenderse número de genotipos no emparentados).

Número de genotipos	Referencia	Observaciones
7 a 30	Libby (1982)	
20 a 40	Hühn (1986)	
30 a 40	Bishir y Roberds (1995)	
6 a 30	Yanchuk *et al.* (2006)	18 como número de clones óptimo aproximado
7 a 20	White *et al.* (2007)	Para especies de turno corto. Difusión de este número de clones en cada ciclo de mejora
5 a 10	Rezende *et al.* (2013)	Para especies de turno corto. Uso de mezclas de 2 a 5 clones y reemplazo de éstos cada 3 o 4 años

Por último, los retornos económicos de ciertos programas de mejora para especies de gran importancia comercial, como es el caso de *Eucalyptus* spp. en Brasil y *Pinus elliotti* en el sudeste de EE.UU., permiten optar por una estrategia mixta, denominada *clonal family forestry* por Griffin (2014), en las que se ofrecen al mercado plantas obtenidas de partes de plantas (por miniestaquillado, por organogénesis o por embriogénesis somática) de progenies fruto de cruzamientos controlados. Esta multiplicación vegetativa masiva de las familias para las que se ha demostrado su superioridad genética en programas de generación avanzada permite incrementar el material disponible en el mercado y beneficiarse de las ventajas que ofrece la vía clonal (ver capítulo 2). Como contrapartida, se disminuye sensiblemente la diversidad genética de los materiales de reproducción y, por tanto, de las plantaciones establecidas. Las recomendaciones de seguridad para este tipo de selvicultura serían las ya indicadas anteriormente para el uso de clones.

3.2. Repoblaciones con objetivo principalmente protector

3.2.1. Selección artificial

Si el objetivo es prioritaria o exclusivamente protector, es conveniente, en principio, el uso de materiales procedentes de poblaciones no sometidas a selección artificial o, en su caso, mitigada ésta por el efecto del flujo génico.

Por ello, para este tipo de repoblaciones se recomienda usar materiales obtenidos de poblaciones naturales o de repoblaciones de las que se tenga garantías de diversidad genética y comportamiento fenotípico que indique adecuación al sitio en el que se desarrollan. En el caso de las especies reguladas por la normativa de comercialización se trataría de usar materiales de reproducción de la categoría identificada obtenidos de fuentes semilleras (figuras 12.25, 12.26 y 12.27).

En España se ha autorizado rodales selectos para la mayor parte de las coníferas autóctonas, las coníferas no autóctonas más utilizadas en repoblaciones productivas, *Fagus sylvatica* y las especies de *Quercus* más interesantes desde el punto de vista productivo, incluida la alóctona *Quercus rubra*, así como de *Castanea sativa* y de híbridos de esta especie con *Castanea crenata* (figura 12.28). Respecto del uso de materiales recolectados en rodales selectos para este tipo de repoblaciones, Pierangelo (2017) señala que, si bien éstos han sido sometidos a selección fenotípica, ésta ha sido ligera y en el espacio de una sola generación, por lo que pueden presentar variación suficiente para este destino. No obstante, según el resultado del estudio de Santos del Blanco *et al*. (2015) (figura 12.29), se considera que, por principio de precaución, el uso de materiales de la categoría seleccionada no debería generalizarse.

Respetando el principio de mantenimiento de una relativa amplia diversidad genética, aspecto que se desarrolla en el apartado siguiente, los rodales selectos sí resultan la alternativa más interesante para aquellas repoblaciones que se establecen en áreas cuyas condiciones ambientales permiten plantearse un doble objetivo protector y productor, como es la región Atlántica y las áreas bajo clima mediterráneo con una alta productividad potencial forestal. Al respecto, debe advertirse nuevamente que los rodales selectos disponibles no son, de momento, garantía de superioridad genética, ya que ésta no ha sido demostrada y no se encuentran, además, aislados de polen externo que prevenga el cruzamiento de sus individuos con otros de calidad fenotípica inferior.

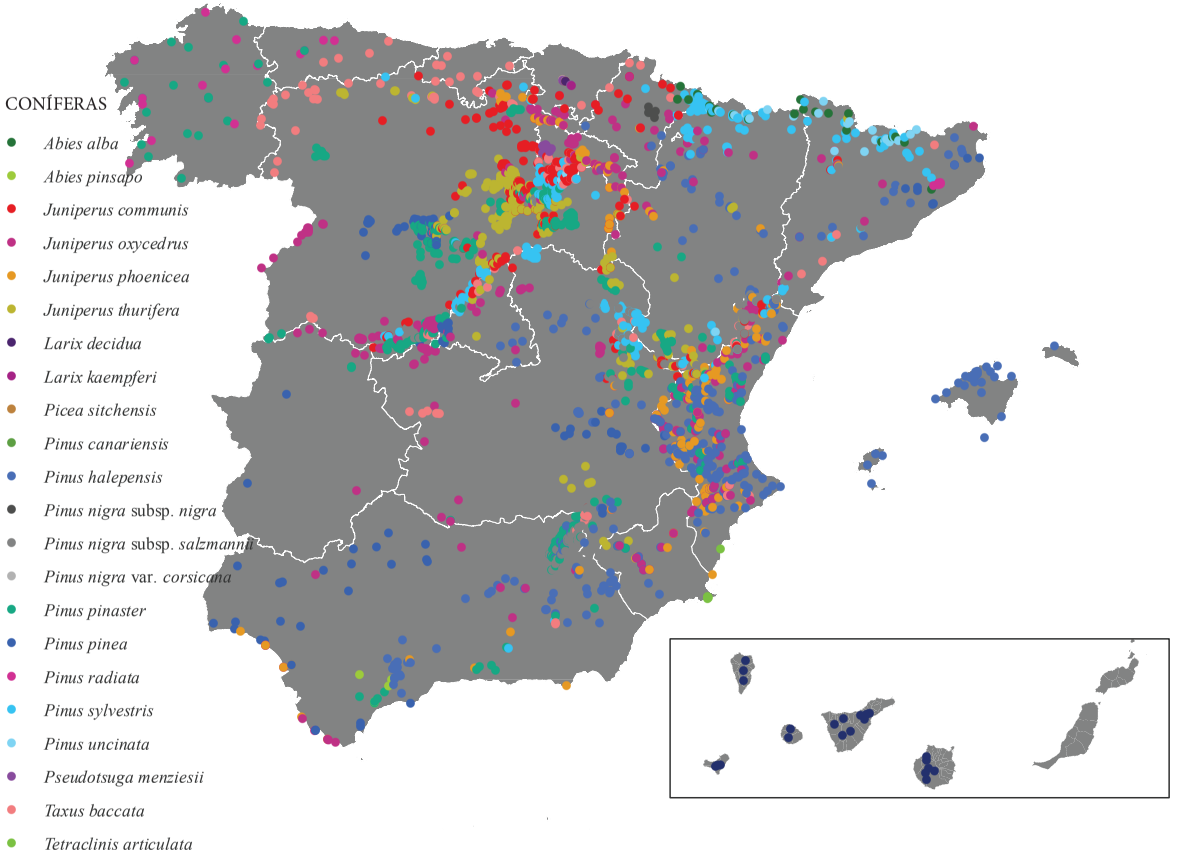


Figura 12.25. Fuentes semilleras o rodales autorizados para la producción de materiales forestales de reproducción de la categoría identificada para especies de coníferas (según el Catálogo a 30 de abril de 2021).

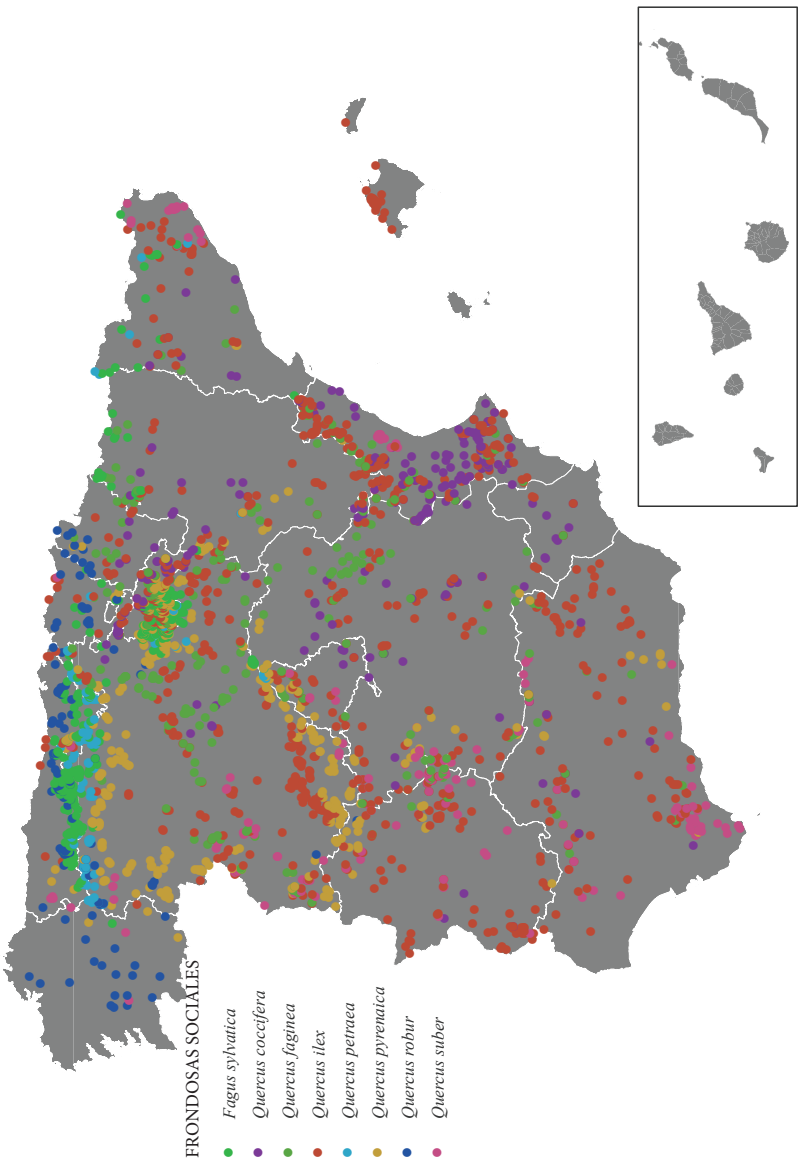


Figura 12.26. Fuentes semilleras o rodales autorizados para la producción de materiales forestales de reproducción de la categoría identificada para frondosas sociales (según el Catálogo a 30 de abril de 2021).

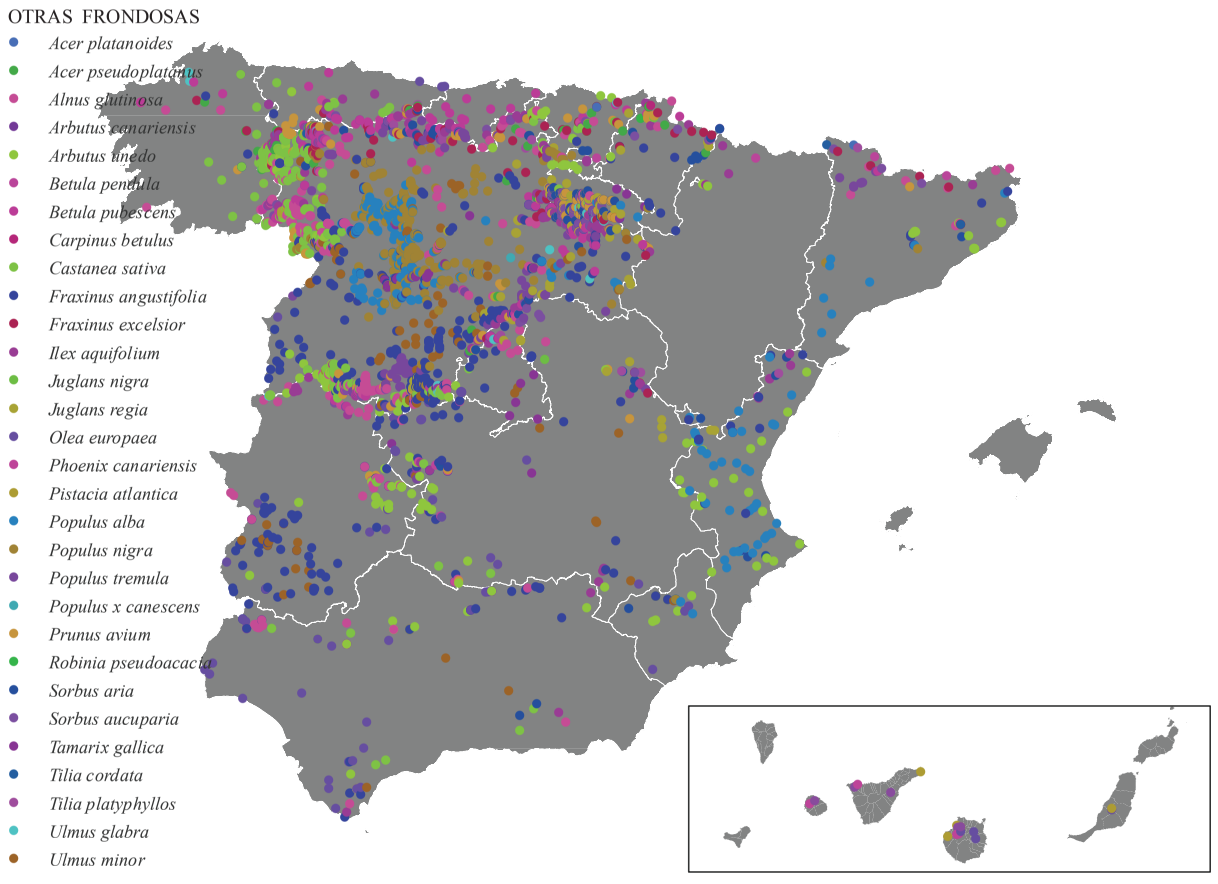


Figura 12.27. Fuentes semilleras o rodales autorizados para la producción de materiales forestales de reproducción de la categoría identificada para otras frondosasa (según el Catálogo a 30 de abril de 2021).

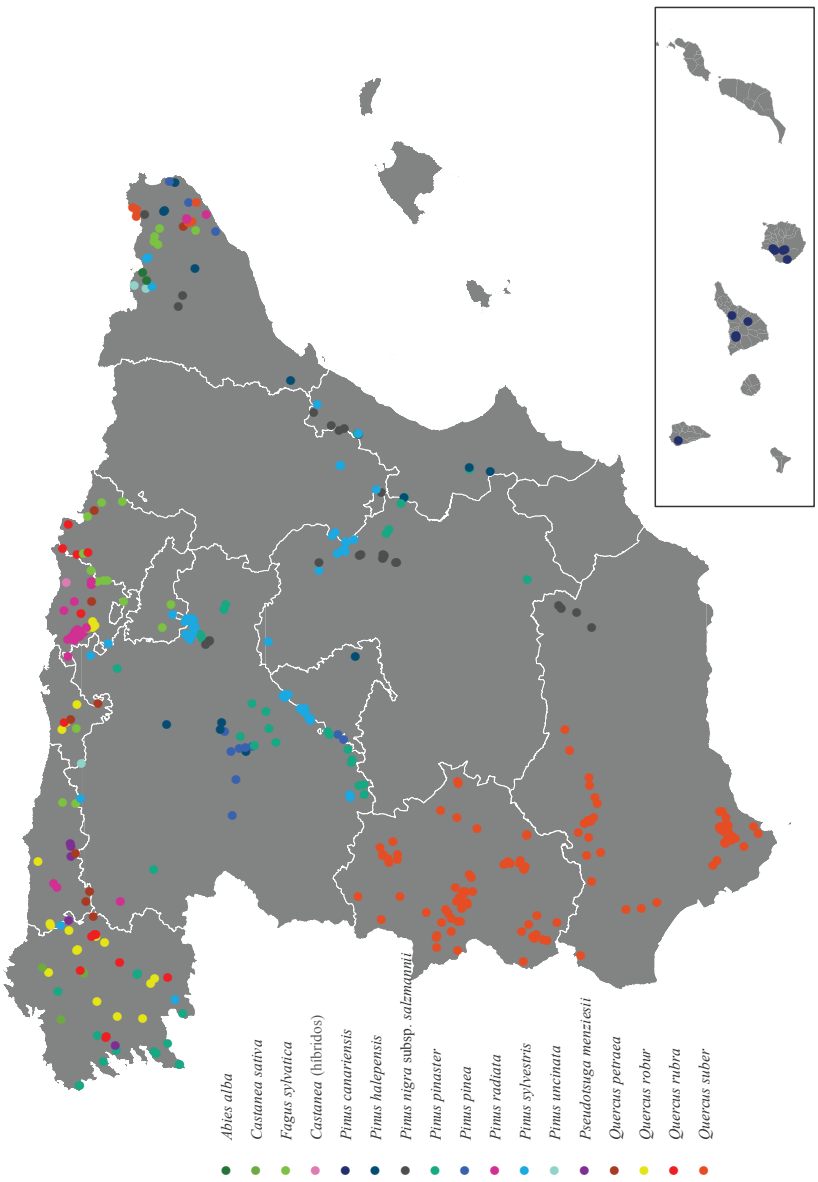


Figura 12.28. Rodales selectos autorizados para la producción de materiales forestales de reproducción de la categoría seleccionada (según el Catálogo a 30 de abril de 2021).

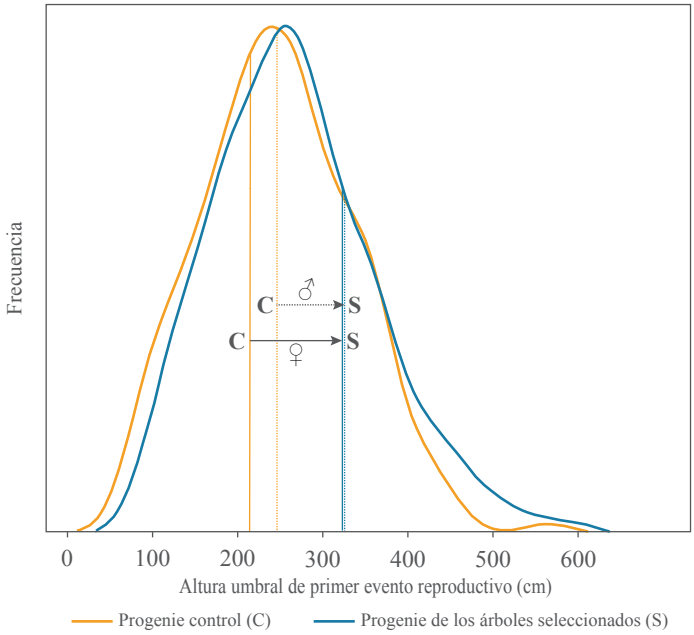


Figura 12.29. Muchas especies agrícolas domesticadas, que han sido sometidas a procesos de selección artificial desde antiguo, tienden a presentar rasgos fenotípicos convergentes, como por ejemplo semillas de mayor tamaño, con menor dormición y germinaciones más homogéneas que sus parientes silvestres (*wild relatives*); este fenómeno se denomina síndrome de domesticación. El inicio de la selección en especies arbóreas para la producción de madera, al menos de manera consciente, es relativamente reciente, hacia mediados del siglo XX (Koskela *et al*. 2014), y son prácticamente inexistentes los estudios que definen si esta práctica conlleva, también, una convergencia fenotípica. Una excepción es el trabajo de Santos del Blanco *et al*. (2015) en *Pinus pinaster*, en el que se compara el comportamiento de la progenie recogida en árboles seleccionados fenotípicamente (S) por mostrarse superiores en rasgos asociados a la producción de madera y en árboles control, no sometidos a selección (C). Los resultados de este análisis indican que la progenie procedente de selección crece más, pero también requiere un mayor tamaño para iniciar su capacidad reproductiva y que la inversión en reproducción respecto de su tamaño es menor que en la progenie no sometida a selección. Este estudio apunta a que el síndrome de domesticación al que conduce este tipo de selección iría vinculado negativamente a rasgos de importancia adaptativa relacionados con la reproducción, como el cambio precoz de fase juvenil a adulto y la asignación de recursos a la reproducción. No obstante, es de esperar que la manifestación de este sesgo fenotípico no sería muy acusado, como se observa en una especie arbórea como el olivo (Besnar *et al*. 2018), ya que, por ser especies longevas, no se ven sometidas a numerosos ciclos de selección recurrente, al contrario de lo que ocurre desde antiguo en ciertas especies anuales (Larson *et al*. 2014)
(fuente: Santos del Blanco *et al*. (2015)).

Para las repoblaciones protectoras no se aconseja el uso de las categorías cualificada y controlada (o equivalentes en el caso de especies no reguladas) de manera generalizada. Estos materiales han sido sometidos a selección y habrían sufrido reducción en su variación adaptativa (figura 12.23). Una excepción a esta recomendación sería la de los materiales procedentes de procesos de selección fenotípica o genética dirigidas a su tolerancia a determinados organismos nocivos que representen una seria amenaza para la pervivencia de las especies. Éste sería el caso de los clones de olmos registrados por su tolerancia a la grafiosis por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y la Universidad Politécnica de Madrid. No obstante, no parece adecuado su uso masivo en las restauraciones riparias si se tiene en cuenta la reducida diversidad genética de las poblaciones resultantes.

3.2.2. Diversidad genética

La diversidad genética de una población es la base para su capacidad de adaptación a presiones de selección de origen biótico y abiótico y, por lo tanto, esencial para su pervivencia a largo plazo (Namkoong 1986; Booy *et al*. 2000; Schaberg *et al*. 2008). Como se ha expuesto de manera reiterada anteriormente y en el capítulo 2, se estima, generalmente, una relación positiva entre diversidad genética y *fitness* (adecuación adaptativa al entorno) (Leimu *et al*. 2006). Esta diversidad es particularmente relevante en las poblaciones de especies forestales, cuyos individuos tienen períodos de vida prolongados en un ambiente muy cambiante. Así, las especies arbóreas, especialmente las de amplia distribución y salvo excepciones, muestran altos niveles de diversidad genética intrapoblacional, hecho que promueve su capacidad para superar situaciones estresantes de origen biótico o abiótico. Al respecto, la diversidad genética juega un importante papel en el proceso de adaptación al cambio climático (Alfaro *et al*. 2014).

En el contexto de las repoblaciones, si los materiales que se introducen en el medio tienen una amplia base genética, aumenta la probabilidad de que, al menos, un cierto número de individuos sea capaz de adaptarse a las condiciones del medio. De esta manera se conformaría una población con un tamaño efectivo que no comprometería la diversidad genética en la regeneración natural futura (Lefèvre 2004; Larjavaara 2008).

Debe tenerse en cuenta, asimismo, que si se trata de una repoblación con una especie no presente en el territorio o presente en un número muy reducido de pies reproductores, la actuación que se lleve a cabo va a significar la creación de una población genéticamente aislada. De su variación genética presente dependerá la composición genética de la siguiente generación. En este sentido, si se parte de lotes de materiales de reproducción con cierta diversidad genética, se puede evitar las consecuencias negativas por efecto fundador y deriva genética (ver capítulo 2).

En España, la información disponible sobre la diversidad genética de las poblaciones fuente de materiales forestales de reproducción, o bien no existe o bien no suele ser precisa, salvo que se trate de ciertas poblaciones incluidas en estudios genéticos, en los que se suele analizar un número reducido de rasgos o de genes. Por ello, hay que tener presente que, de momento, resulta prácticamente inviable estimar la variación genética existente, por ejemplo, en una fuente semillera o en un lote de plantas, para los genes que regulan numerosos procesos

de importancia vital. Ante esta falta de información deberá considerarse factores más determinantes en la modulación de esta diversidad (figura 12.30).

En principio y aunque no se puede establecer un patrón generalizado, en poblaciones conformadas por un gran número de individuos y que presentan altas tasas de flujo de genes vía polen, como ocurre habitualmente en el género *Pinus* y en las fagáceas, puede esperarse una alta diversidad genética. En poblaciones conformadas por un reducido número de ejemplares, resulta más difícil establecer un patrón general, ya que esta variabilidad dependerá, entre otros factores intrínsecos a la biología reproductiva de la especie, a la historia demográfica de la población y, en su caso, a su grado de asilamiento reproductivo. Debe esperarse niveles de diversidad genética reducidos en aquellas especies cuya estrategia de permanencia en un determinado sitio sea principal o exclusivamente mediante multiplicación asexual; por ejemplo, por apomixis o por propagación vegetativa.

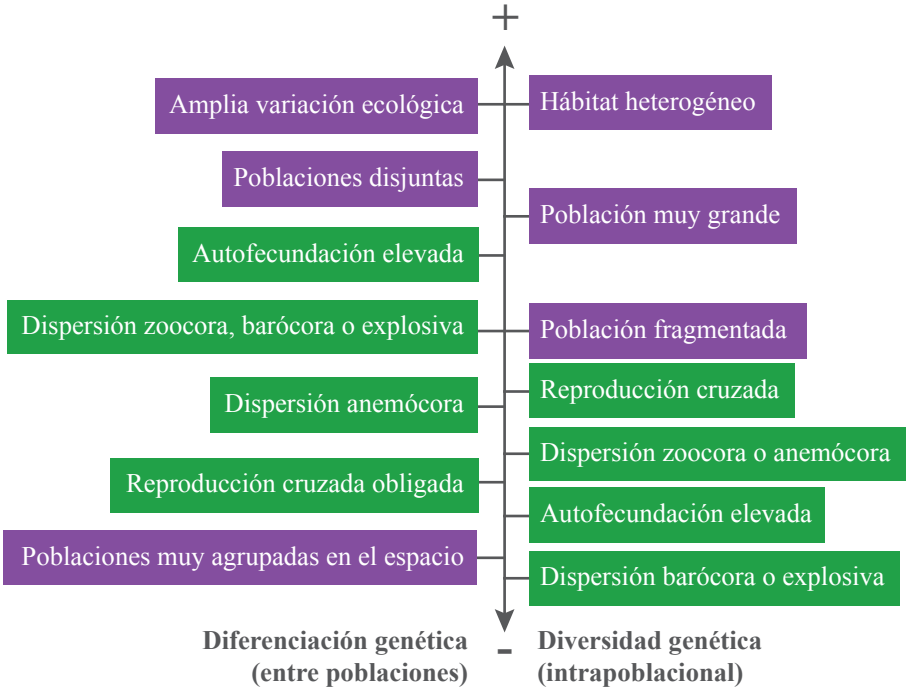


Figura 12.30. Indicadores de niveles de diversidad y de diferenciación genéticas de las especies (+: mayor variación / -: menor variación). Cuando no se cuenta con datos genéticos, el uso de indicadores relacionados con la biología reproductiva de las especies (en verde) y la demografía y distribución ambiental y espacial de las poblaciones (en violeta) es una aproximación para orientar la gestión adecuada de los materiales de reproducción; en concreto, para la obtención de lotes de materiales con una relativamente alta diversidad genética manteniendo un compromiso con posibles adaptaciones diferenciales entre poblaciones o procedencias (fuente: simplificado de Caujapé-Castells 2006).

Es obvio que la diversidad genética de las partidas de materiales de reproducción que se utilicen estará condicionada por la variación genética existente en la especie y en sus poblaciones. Si se recolectan frutos o semillas en una población determinada, la diversidad genética del lote será muy dependiente, en principio, del tamaño efectivo de aquélla, que, análogamente al ejemplo de variación reproductiva en huertos semilleros (figura 12.24), variará año a año. No obstante estas consideraciones sobre las características intrínsecas a las poblaciones fuente de materiales, debe tenerse en cuenta que la base genética de los lotes de frutos o de partes de plantas dependerá, de una manera determinante, de la calidad con la que se efectúe su recolección; esto es, de cuántos genotipos se recolecte el material y del equilibrio en su composición, como ya se ha indicado en el apartado de homogeneización genética.

Como recomendación de carácter general, se debe potenciar el uso de partidas de materiales que se hayan obtenido de muchos pies y de diferentes puntos de las poblaciones fuente de materiales, que contribuyan de manera equilibrada al lote. Además, cuando sea posible, debe preferirse la producción de plantas a partir de semillas respecto de la multiplicación vegetativa de partes de plantas.

En las recomendaciones prácticas de carácter general, no existe consenso sobre la cantidad mínima de pies de los que debe recolectarse material para promover una base genética aceptable en los lotes, como puede verse en la tabla 12.6, si bien el número menor recomendado es de 15 a 20 genotipos no emparentados o alejados entre sí. Como es de esperar, se pueden efectuar indicaciones más específicas teniendo en cuenta el sistema de

Tabla 12.6. Número de pies mínimo recomendados a partir de los cuales recolectar materiales de reproducción.

Número de genotipos	Referencia	Observaciones
12.29> 50	Brown y Marshall (1995)	
20-30	Herbert *et al*. (1999)	De pies alejados entre sí, al menos, 50 m. En proporción equilibrada
60	Brown y Hardner (2000)	
15	Brown y Hardner (2000)	Para especies alógamas con abundante cantidad de semillas (más de 30). De pies alejados entre sí. Para menos de 30 semillas, aumentar el número de plantas.
30-60	Rogers y Montalvo (2004)	De pies seleccionados al azar
20	Withrow-Robinson y Johnson (2006)	De genotipos no emparentados. Si la contribución a la cosecha no es equilibrada, aumentar el número de parentales.
> 50	Johnson *et al*. (2010)	De genotipos no emparentados.
50	Vander Mijnsbrugge *et al*. (2010)	(como regla general)
40	OECD (2013)	(como regla general)
20-30	Thomas *et al*. (2014)	De pies alejados entre sí. En proporción equilibrada

reproducción de la especie. Así, Brown y Hardner (2000), enfocados a la conservación *ex situ* de especies forestales pero extrapolable a su uso en repoblaciones, recomiendan efectuar recolecciones en un mayor número de pies para las especies autógamas; de esta manera se compensaría la reducida variación propia de estas especies. Sin embargo, Vander Mijnsbrugge *et al*. (2010) indican que la adaptación de las poblaciones de especies autocompatibles sería menos dependiente de la diversidad genética respecto de las de fecundación cruzada; en este sentido, indican que el número de pies recolectados en las primeras podría ser menor al de las segundas.

En la práctica, el número de pies de los que se recolecta material suele estar más próximo a los valores más bajos reflejados en la tabla; e incluso sensiblemente inferiores, como se ha estimado en uno de los dos estudios de repoblaciones con encinas reflejados en la figura 12.12. Como ejemplo de situación real y en el mejor de los casos, en los materiales que se comercializan en Francia con la etiqueta *Charte de diversité génétique*, ésta garantiza que los lotes de especies de distribución dispersa proceden de un mínimo de 10 árboles, mientras que para especies sociales (es decir, que conforman masas de cierta extensión), las recolecciones se efectúan en un número mínimo de 20 pies (Pierangelo 2017). En España, sería conveniente que aquellos productores comprometidos con la calidad de los materiales forestales que ponen a disposición del mercado adoptasen un sistema equivalente a la mencionada etiqueta de calidad francesa. De esta manera se garantizaría un mínimo de diversidad genética de las partidas utilizadas en las repoblaciones que confiera a las nuevas poblaciones mayor capacidad para adaptarse a nuevos ambientes.

Una estrategia complementaria para aumentar la diversidad genética es efectuar mezclas de lotes recolectados en diferentes poblaciones; mezclas que pueden efectuarse con anterioridad a su uso o ya en el monte, en el momento de ejecución de la repoblación. En estos casos, debe considerarse si la distancia (genética o ecológica) de las poblaciones que han contribuido a la composición del lote puede comprometer la adaptabilidad o puede dar lugar a fenómenos de introgresión genética con resultados negativos. Como se verá en el apartado de elección de procedencias, algunos de los sistemas propuestos se basan en la necesaria mezcla de lotes de diferentes poblaciones para aumentar la diversidad de las partidas utilizadas en las repoblaciones.

La obtención de materiales en varias poblaciones siempre conlleva un mayor coste económico, además de requerir un alto grado de concienciación en lo que respecta a la calidad genética de los lotes. No obstante, los proyectos pueden incentivar esta práctica si se incorpora este requisito y si se está dispuesto a pagar un poco más por las partidas de materiales que se vayan a utilizar. Para especies concretas y en determinadas circunstancias que lo hacen recomendable, algunas Administraciones forestales están impulsando iniciativas que pretenden facilitar la producción de lotes con una amplia diversidad genética y, de manera complementaria, promover la conservación de recursos genéticos *ex situ* (figura 12.31).

Por otra parte, debe tenerse en cuenta que la utilización continuada en el espacio y en el tiempo de materiales procedentes de un número muy reducido de poblaciones puede ser causa de disminución de la adaptabilidad de las nuevas masas en su conjunto. Esta situación podría ser más frecuente si se usan sistemáticamente materiales de la categoría

seleccionada, ya que, en una región de procedencia, se suele delimitar un número relativamente reducido de rodales selectos (figura 12.29), por la propia exigencia de la categoría. Como ya se ha puesto de manifiesto, el uso de estos materiales debería restringirse a aquellos sitios con condiciones ambientales favorables para la expresión de su calidad fenotípica, ya que, además del potencial impacto de la selección artificial referido en el apartado anterior (figura 12.28), su uso reiterado a escala regional comprometería la diversidad genética a largo plazo.

Banco clonal de *Populus nigra* de la Junta de Castilla y León para la producción de lotes de plantas con una amplia base genética y en mezclas específicas para la revegetación de riberas de diferentes zonas (foto: J Tranque Pascual).

Plantas de *Salix* spp. recolectadas en un campo de plantas madre con gran número de pies de ambos sexos procedentes de diferentes puntos del curso medio del río Júcar (foto: Servicio Territorial de Medio Ambiente de Valencia, Generalitat Valenciana).

La distribución en pequeños rodales o como pies dispersos de *Quercus faginea* y su marginalidad ecológica en la provincia de Valencia agudizan la vecería. Esta plantación semillera, establecida por el Servicio Territorial de Medio Ambiente, reúne un gran número de genotipos y permite obtener cosechas abundantes y con mayor diversidad genética (foto: P Lázaro).

Figura 12.31. El establecimiento de campos de plantas madre o de poblaciones semilleras estaría justificado, por ejemplo, para especies que se propagan vegetativamente de manera natural conformando agregados de pies o rodales de un mismo o de unos pocos genotipos o para poblaciones marginales de especies de fecundación cruzada con una estructura espacial de baja densidad, que podría dar lugar a aislamiento reproductivo, endogamia y cosechas exiguas.

Las regiones de procedencia en España

La normativa de comercialización de los materiales forestales de reproducción indica la obligatoriedad de delimitar las regiones de procedencia para las especies reguladas. Esta división en unidades, en la que se establece una homología entre características ambientales y adaptación, es la norma común de referencia para la trazabilidad de los materiales de las categorías identificada y seleccionada y permite, a efectos prácticos, el establecimiento de recomendaciones o reglas de movimiento de los materiales forestales de reproducción.

En España, estas regiones se han establecido, según especies, siguiendo dos métodos diferentes. Para las llamadas especies "sociales", que conforman masas de cierta extensión y para las que se disponía de información corológica más precisa, se ha utilizado un método de agrupación de masas teniendo en cuenta criterios de proximidad y de relativa homogeneidad de parámetros bioclimáticos relevantes. Este criterio también se ha utilizado en el caso de algunas coníferas de muy reducida distribución. Para el resto de especies, se ha aplicado un método común de división del territorio en áreas más o menos homogéneas en cuanto a sus características ambientales, principalmente en lo relativo a los parámetros bioclimáticos. Las regiones establecidas por este último método resultan en un nuevo sistema de ecoregiones para cuyos límites se ha usado la división administrativa en términos municipales, con objeto de establecer unos recintos discretos y facilitar la asignación de las poblaciones semilleras y la trazabilidad de los materiales de reproducción (Alía *et al*. 2009b). No obstante, en este sistema se asume implícitamente que todas las especies afectadas muestran patrones de variación genética o adaptaciones a la misma escala (Whittet *et al*. 2019) y bajo presiones selectivas compartidas, por lo que sería deseable que, en un futuro, se establecieran regiones individualizadas por especies.

Si se consulta la bibliografía de referencia al respecto (tabla 12.7), podrá verse el papel fundamental que ha tenido la información aportada por los mapas forestales de España (Ceballos 1966; Ruiz de la Torre 1990) en la delimitación de las regiones de procedencia de las especies sociales, así como el atlas fitoclimático de Allué Andrade (1990) para la subdivisión territorial y caracterización de las regiones.

El concepto de región de procedencia se aplica a las especies reguladas por la normativa de comercialización, ya que éstas deben ser aprobadas y publicadas por la autoridad competente.

No obstante, en la comercialización y uso de los materiales de reproducción de especies no reguladas puede ser de utilidad la aplicación de las regiones resultantes del método divisivo, utilizando en este caso, no el término de "regiones de procedencia" sino el de "regiones de identificación y utilización de materiales forestales de reproducción" (RIUs) (figura 12.32). Los límites precisos de cada región de procedencia o de utilización están recogidos en los visores cartográficos incluidos en la aplicación SIG-FOREST del INIA.

Como se indica en el apartado 4 sobre la elección de los materiales forestales de reproducción, esta división territorial es una herramienta útil para el repoblador, ya que puede facilitar la elección de la procedencia de los materiales forestales de reproducción que pretende usar en las repoblaciones forestales. Ahora bien, como cualquier sistema de clasificación de carácter general, presenta limitaciones. A continuación se ofrecen algunos ejemplos de desajustes que pueden producirse, en particular si se pretende usar de manera estricta los límites geográficos definidos para cada recinto.

Tabla 12.7. Método aplicado para el establecimiento de las regiones de procedencia de las especies reguladas por la normativa de comercialización en España y número de regiones de procedencia definidas para cada una de ellas.

Método aglomerativo		
Especie	**Nº de regiones de procedencia**	**Referencias**
Abies alba	6	Martín *et al*. (1998)
Abies pinsapo	3	Martín *et al*. (1998)
Fagus sylvatica	18	Agúndez *et al*. (1995)
Pinus canariensis	6	Climent *et al*. (1996)
Pinus halepensis	20	Gil *et al*. (1996)
Pinus nigra subsp. *salzmannii*	14	Catalán *et al*. (1991)
Pinus pinaster	28	Alía *et al*. (1996)
Pinus pinea	12	Prada *et al*. (1997)
Pinus sylvestris	19	Catalán *et al*. (1991)
Pinus uncinata	5	Martín *et al*. (1998)
Quercus canariensis	5	Jiménez *et al*. (1998)
Quercus faginea	26	Jiménez *et al*. (1998)
Quercus ilex	28	Jiménez *et al*. (1996)
Quercus petraea	14	Díaz-Fernández *et al*. (1995a)
Quercus pubescens	6	Díaz-Fernández *et al*. (1995a)
Quercus pyrenaica	28	Jiménez *et al*. (1998)
Quercus robur	12	Díaz-Fernández *et al*. (1995a)
Quercus suber	26	Díaz-Fernández *et al*. (1995b)

Método divisivo (García del Barrio *et al*. 2001, 2004)			
Especie	**Nº de regiones de procedencia**	**Especie**	**Nº de regiones de procedencia**
Acer platanoides	7	*Picea sitchensis*	1[(1)]
Acer pseudoplatanus	20	*Pinus nigra* subsp. *corsicana*	1[(1)]
Alnus glutinosa	34	*Pinus nigra* subsp. *nigra*	1[(1)]
Arbutus canariensis	5	*Pinus radiata*	26
Arbutus unedo	47	*Pistacia atlantica*	5
Betula pendula	20	*Populus alba*	47
Betula pubescens	23	*Populus ×canescens*	3[(1)]
Carpinus betulus	1	*Populus nigra*	47
Castanea sativa	42	*Populus tremula*	27
Híbridos artificiales de *Castanea*	6[(1)]	*Prunus avium*	34
Fraxinus angustifolia	47	*Pseudotsuga menziesii*	24
Fraxinus excelsior	17	*Quercus coccifera*	39
Ilex aquifolium	31	*Quercus rubra*	13
Juglans nigra	2[(1)]	*Robinia pseudoacacia*	33
Juglans regia	42	*Sorbus aria*	32
Juniperus communis	31	*Sorbus aucuparia*	22
Juniperus oxycedrus	45	*Tamarix gallica*	32
Juniperus phoenicea	41	*Taxus baccata*	26
Juniperus thurifera	28	*Tetraclinis articulata*	1
Larix decidua	6	*Tilia cordata*	14
Larix kaempferi	1[(1)]	*Tilia platyphyllos*	19
Olea europaea var. *sylvestris*	52	*Ulmus glabra*	22
Phoenix canariensis	5	*Ulmus minor*	47

[(1)] Taxones para los que no se cuenta con mapas de distribución. Se indica el número de regiones de procedencia de las que se dispone de materiales de base.

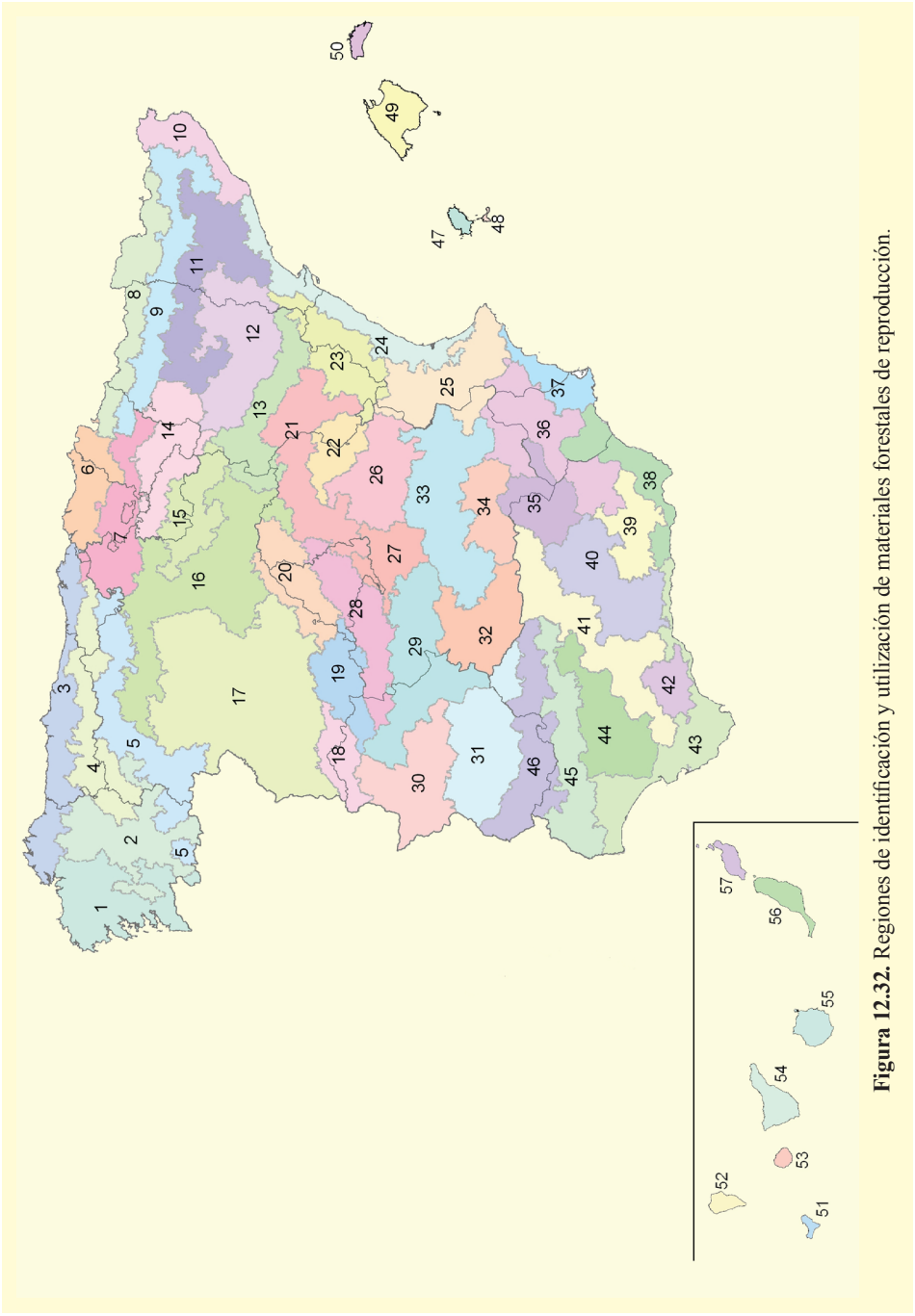
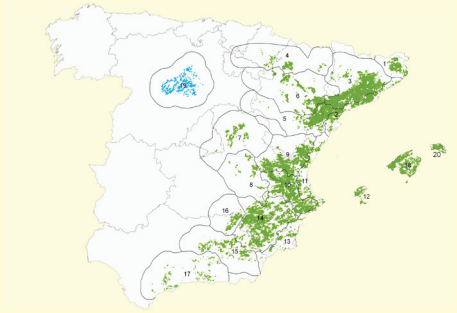


Figura 12.32. Regiones de identificación y utilización de materiales forestales de reproducción.

La delimitación de regiones de procedencia por el método aglomerativo se adapta muy bien a las especies que presentan poblaciones disjuntas, cuyo aislamiento geográfico limitaría el flujo de genes entre regiones y promovería, en principio la adaptación local. En cambio, la agrupación se hace más compleja en especies con una distribución continua en las que los límites de las regiones son más difíciles de establecer y que no serían representativas de barreras reproductivas. De hecho, hay poblaciones de una misma región de procedencia que resultan mucho más distantes entre sí que con poblaciones de regiones vecinas entre las que existe flujo de genes y, por tanto, mayor similitud genética y, en su caso, adaptación a un ambiente compartido (figura 12.33).

Las regiones de procedencia por el método divisivo, común para un gran número de especies, puede dar lugar a incongruencias en la fase de elección de la procedencia de los materiales forestales de reproducción. Por ejemplo, puede ser preferible efectuar su superposición con la distribución a escala regional de la especie que se quiere utilizar y analizar el grado de proximidad o de lejanía de las masas que imponga limitaciones o fomente intercambios genéticos (figura 12.34). El uso de las regiones de procedencia obtenidas mediante el método divisivo, basado principalmente en datos climáticos, tampoco se ajustaría adecuadamente a las especies intrazonales. Por ejemplo, tiene toda su lógica pensar que la propagación de las especies riparias, muy vinculada a la dinámica fluvial, promovería similitudes genéticas entre poblaciones de la misma cuenca, con independencia de su asignación a regiones de procedencia climáticamente diferentes (figura 12.35).

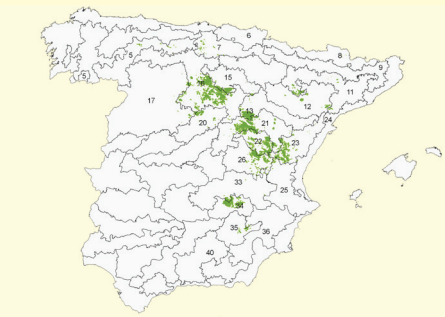
Los mapas actualizados y unas fichas resumen de las características básicas de cada una de las regiones puede consultarse en la página electrónica del Ministerio con competencias en recursos genéticos forestales. En SIG-FOREST, sistema de información de especies forestales del INIA, puede consultarse la cartografía de las regiones con mayor detalle.



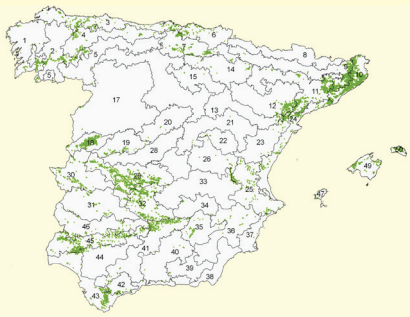
Regiones de procedencia de *Pinus halepensis*.

Regiones de procedencia de *Pinus sylvestris*.

Figura 12.33. Las regiones de procedencia de *Pinus halepensis* y de *Pinus sylvestris* se han delimitado por el método aglomerativo, pero con resultados muy diferentes. La distribución relativamente continua de las masas del pino carrasco desde orillas del Mediterráneo hasta ambientes más continentales indujo a su subdivisión en regiones de procedencia diferentes. En el supuesto de la existencia de variación adaptativa en esta especie, debería considerarse que las poblaciones geográficamente próximas, aunque situadas en regiones de procedencia diferentes, podrían presentar mayor similitud genética que las de una misma región aunque geográficamente distantes. La relativa concentración de las poblaciones del pino silvestre en áreas disyuntas en la España mediterránea ha facilitado la delimitación de regiones de procedencia de manera más coherente con el presupuesto de la existencia de diferenciación adaptativa entre regiones.



Regiones de procedencia de *Juniperus thurifera.*



Regiones de procedencia de *Arbutus unedo.*

Figura 12.34. Las regiones de procedencia por el método divisivo no se adecuarían a la distribución espacial de las masas de *Juniperus thurifera* si se tiene en consideración el efecto homogeneizador del flujo de genes. Por ejemplo, es de esperar una relativa proximidad genética entre las poblaciones asignadas a las regiones de procedencia 22, 23, 25 y 26 en el sector meridional del Sistema Ibérico, por lo que parecería más adecuado efectuar una agrupación de estas masas en una misma unidad, tal como se efectuó para *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* en esa misma área (figura 12.38). Si se decidiera efectuar una repoblación en, por ejemplo, el Rincón de Ademuz (Valencia), no debería dudarse en utilizar materiales de cualquiera de las cuatro regiones indicadas. Otro posible ejemplo de desajuste de las regiones de procedencia por el método divisivo es el caso de *Arbutus unedo* en la región de procedencia 25: la distancia actual entre las poblaciones situadas al norte de la provincia de Alicante respecto de los núcleos más importantes de la provincia de Valencia y un patrón filogeográfico que vincula la vegetación de las sierras alicantinas a la de otras del Sistema Bético indicaría que, a falta de estudios genéticos y como una aproximación conservadora, no se debería transferir materiales de esta especie entre ambas provincias.

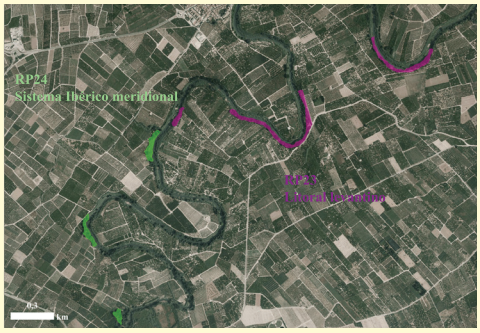


Figura 12.35. Los lotes de *Populus alba* deben identificarse de acuerdo con el sistema divisivo de regiones de procedencia según la normativa de comercialización. De acuerdo con este sistema, por ejemplo, las poblaciones del río Júcar a su paso por la provincia de Valencia deben dividirse en dos regiones diferentes. Si, para una revegetación en la desembocadura de este río, se estableciera como obligatorio el uso de la región de procedencia local (RP23) (figura 12.32), podrían utilizarse materiales de poblaciones del Ebro próximas al Mediterráneo y desestimarse otras de la propia cuenca del Júcar que, teniendo en cuenta la forma de dispersión de la especie (además de la cercanía geográfica), presentarían mayor coherencia desde el punto de vista genético.

3.2.3. Adaptación – Plasticidad fenotípica

La adaptación es consecuencia de la acción de fuerzas ambientales selectivas de origen biótico y abiótico sobre los fenotipos (ver capítulo 2). En las especies con un relativamente amplio rango de distribución espacial o ecológica, sus diferentes poblaciones están sometidas a una variedad de condiciones ambientales. En esta situación, cada población tendería a adaptarse a las condiciones en las que prosperan, si bien modulada por el flujo de genes (Savolainen *et al*. 2007, 2013; Alberto *et al*. 2011). Por el contrario, en ambientes con fuerzas selectivas aleatorias y cambiantes, la selección tendería a favorecer el potencial de las especies hacia la expresión de una mayor plasticidad fenotípica (Chambel *et al*. 2007).

La variación genética entre poblaciones y su plasticidad fenotípica se estima de manera experimental en ensayos de campo en los que se comparan, en un mismo ambiente, el comportamiento de materiales procedentes de diferentes orígenes genealógicos o geográficos. Sus resultados tienden a mostrar la existencia de comportamientos diferenciales entre poblaciones sometidas a condiciones ambientales contrastadas. Cuando la población local (desde el punto de vista geográfico o ecológico) al sitio de ensayo muestra un mejor comportamiento que otras alejadas, este resultado se entiende como una indicación de la existencia de adaptaciones locales (Leimu y Fisher 2008) y permite interpretar las posibles relaciones entre el ambiente, el fenotipo y el genotipo. Sin embargo, en esta aproximación se asumen algunos supuestos que condicionan la lectura de las observaciones: más allá de las limitaciones derivadas del propio diseño experimental, debe considerarse hasta qué punto pueden extrapolarse los resultados recogidos de ensayos en condiciones muy alejadas de las naturales a las que se ven sometidos los fenotipos, y que están basados en un número reducido de rasgos cuya contribución a la adaptación dista mucho de ser conocida.

De momento, en el ámbito forestal español, sólo se dispone de información escasa y parcial para unos pocos taxones sobre el comportamiento diferencial de poblaciones, en un número reducido de condiciones ambientales y para unos pocos rasgos, algunos de ellos no necesariamente relevantes desde el punto de vista adaptativo. Gran parte de los trabajos efectuados hasta la fecha se apoyan en la Red Nacional de Ensayos Genéticos Forestales, que comprende diferentes ensayos de procedencias y de progenies o bancos clonales, especialmente del género *Pinus* y, más recientemente, de frondosas de amplia distribución, como *Fagus sylvatica*, *Quercus suber* y *Quercus ilex*, establecidos por la colaboración entre el INIA, el Ministerio con competencias en coordinación y gestión de recursos genéticos forestales y algunas comunidades autónomas y universidades. A pesar de las limitaciones experimentales, dada la complejidad del objeto que se aborda, esta red ha permitido profundizar en el conocimiento de la ecología de las especies y sus estrategias vitales, y en la estimación de la varianza genética para diferentes rasgos morfológicos o respuestas fisiológicas y su relación con distintos factores ambientales presumiblemente relevantes como fuerzas selectivas (ver, por ejemplo, las numerosas publicaciones sobre diversidad genética forestal disponibles en la página electrónica del Instituto Universitario en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR)).

En este contexto, se puede afirmar que, para las especies forestales que se utilizan habitualmente en España en las repoblaciones protectoras, se desconoce la respuesta diferencial para los numerosos rasgos o procesos vitales que, de manera conjugada, definirían el grado de adaptación local y de plasticidad fenotípica de las poblaciones.

La aproximación práctica requiere, por tanto, utilizar la información disponible, aún parcial, de las especies en cuestión (corología, biología reproductiva, genética, etc.) (figura 12.30), y tratar de inferir patrones de distribución espacial de su diversidad genética y la existencia de posibles singularidades genéticas y adaptaciones locales en sus poblaciones, considerando los parámetros ambientales que se estimen más relevantes en la posible diferenciación de las poblaciones. Un ejemplo de ello son las regiones de procedencia sobre las que se apoya la normativa de trazabilidad para definir la procedencia de los materiales de reproducción de las categorías identificada y seleccionada de un gran número de especies (ver cuadro/caja incluida en este apartado).

Un ejemplo paradigmático del uso de materiales forestales de reproducción no adecuados para el sitio de plantación es el comportamiento fallido en los años 60 y 80 del siglo pasado de plantaciones de *Pinus pinaster* establecidas en Las Landas con plantas procedentes del noroeste de la Península Ibérica. Estas plantaciones sufrieron severos daños debido a su menor resistencia al frío respecto de la procedencia local (Bonneau *et al*. 1969; Le Tacon *et al*. 1994). Ante esta demostrada falta de adaptación, la Unión Europea autorizó a Francia a prohibir la comercialización al usuario final de materiales de reproducción procedentes de la Península Ibérica para el establecimiento de plantaciones en determinadas regiones del país. Esta Decisión de la Comisión de 30 de noviembre de 2005 (2005/853/CE) sigue aún vigente.

4. Elección de la procedencia de los materiales forestales de reproducción

Existe disenso y se mantiene un debate abierto en cuanto al criterio que debe prevalecer para definir qué procedencia es la más adecuada para una actuación concreta. Teniendo en cuenta la necesidad de conjugar diversidad y adaptación, diferentes autores proponen distintas estrategias de elección de los materiales de reproducción, en función de los procesos genéticos que consideran de mayor relevancia o impacto. Muchas de las discrepancias tienen su base, justamente, en la dificultad que conlleva definir el grado y la escala espacial de las adaptaciones y en la mayor o menor relevancia que se confiera al flujo génico como fuerza contrapuesta a la adaptación, así como la inclusión o no en la decisión de los escenarios ambientales futuros.

A continuación se describen las distintas estrategias propuestas para la elección de la procedencia de los materiales de reproducción para una repoblación con objetivo protector o con objetivo productivo en el caso de que se utilicen materiales no mejorados (figura 12.36). La clasificación propuesta responde más a una visión práctica, con consideraciones derivadas del marco normativo de comercialización de los materiales forestales de reproducción, y puede diferir de otras alternativas de agrupación propuestas con una perspectiva más conceptual (Breed *et al*. 2013). En este sentido, algunas de las denominaciones propuestas en este esquema, como “procedencia homóloga” no tienen equivalente en la literatura.

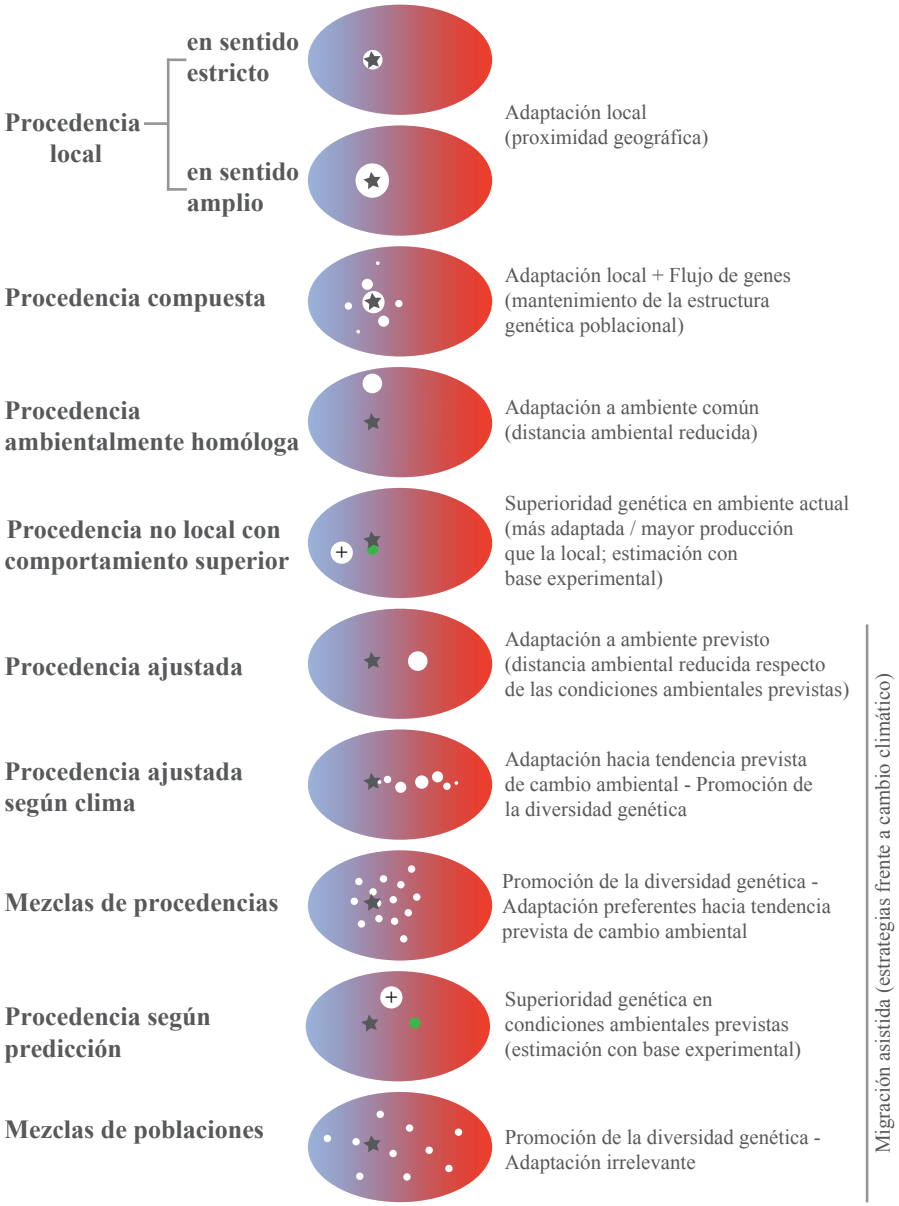


Figura 12.36. Esquema de las diferentes estrategias propuestas para la elección de la procedencia de los materiales de reproducción y procesos considerados como más importantes (la estrella indica el sitio que se pretende repoblar; los sitios fuente de materiales se indican con círculos de color blanco en tamaño variable, proporcional según su contribución al lote; los círculos en verde, los sitios de ensayo; el cambio de color en la elipse –ámbito de la especie– indica gradiente ambiental).

4.1. Procedencia local (*local provenancing*)

Esta opción consiste en utilizar materiales de reproducción recolectados en poblaciones próximas al sitio de plantación. La premisa de partida es que las poblaciones locales estarían mejor adaptadas a las condiciones del lugar donde se va a desarrollar la actuación (Ledig 1992; McKay *et al*. 2005; O'Brien *et al*. 2007) y redundaría en mayores tasas de supervivencia y mejor desarrollo respecto de otras procedencias (Mortlock 2000a). El uso de materiales de poblaciones distantes conllevaría una menor proximidad genética debido a un menor grado de flujo de genes y un incremento en la probabilidad de desajustes de las fuerzas selectivas que imperan en uno y otro sitio.

Como ventaja, esta aproximación reduciría las posibilidades de ocurrencia de introgresiones genéticas en las poblaciones naturales locales, que podrían derivar en depresión por exogamia (Potts *et al*. 2003). La elección de esta vía se vería asimismo reforzada por la manifestación de respuestas positivas de origen epigenético ligadas a señales recibidas en el ambiente específico de la repoblación.

De todas las opciones posibles, esta estrategia es la más conservadora, al mantener los patrones de flujo genético y de adaptación local. Así, la Conferencia Ministerial para la Protección de los Bosques en Europa consideró necesario incluir en sus Resoluciones Helsinki 1 y Viena 4 la promoción del uso de la procedencia local como parte de las pautas generales para el manejo sostenible de los bosques, teniendo en cuenta el posible impacto negativo de la transferencia de materiales en las poblaciones y ecosistemas naturales (Forest Europe 1993, 2003).

Ahora bien, el término local es ambiguo (Thomas *et al*. 2014), por lo que resulta una importante limitación definir en la práctica una escala para la adaptación local que permita establecer un rango de distancia concreto. Si se toma el término local en sentido de distancia geográfica, ha de tenerse en cuenta que la intensidad de los gradientes de selección o la heterogeneidad ambiental y el grado de flujo génico entre las poblaciones puede ser extremadamente variable (McKay *et al*. 2005), tanto entre especies como entre poblaciones de una misma especie. Por ello, se presentan diferentes alternativas para el uso de la procedencia local.

4.1.1. Procedencia local en sentido estricto (*strict local provenancing*)

Esta consideración de procedencia local de manera restringida invoca el uso de materiales del sitio donde se va a efectuar la actuación, o de poblaciones lo suficientemente próximas desde el punto de vista geográfico, de tal manera que pueda interpretarse que existirá flujo génico frecuente y abundante entre éstas y la repoblación y que conformarán una unidad con una historia común en términos evolutivos.

Se recomienda como primera opción o se prescribe como obligatoria, generalmente dentro de un área geográfica próxima de extensión variable, según se trate de una aplicación más o menos estricta del término "local", en el refuerzo de poblaciones en iniciativas de conservación *in situ* de recursos genéticos forestales de poblaciones concretas (ver, por ejemplo, Lefèvre *et al*. 2001) o para la restauración de flora autóctona en áreas o unidades de gestión forestal (Conservation Commission of Western Australia 2013). Esta opción,

considerando local una distancia menor a 10 km, también es elegida en una proporción relativamente alta de iniciativas de plantación en ambientes mediterráneos enmarcadas en lo que se autodenomina de "restauración ecológica" (Nunes *et al*. 2016).

El uso de la procedencia local en un sentido estricto, es decir el uso de una población próxima al sitio de actuación como fuente de material, no es acertado cuando se trata de poblaciones fragmentadas, que cuentan con una escasa diversidad genética o están sometidas a procesos de deriva genética (Lowe *et al*. 2005; Vranckx *et al*. 2012; Schlaepfer *et al*. 2018), ya que el uso de sus materiales podría exacerbar los efectos negativos de la endogamia (figura 12.37), o cuando no se puede garantizar una recolección de calidad en término de variación genética muestreada debido a una producción de semillas limitada.

Desde el punto de vista práctico, una estrategia muy restrictiva en la elección de la procedencia local puede derivar en la imposibilidad de encontrar suministro del material para su ejecución; por ejemplo, por la escasez de pies madre o por coincidir la recolección necesaria con años de vecería en el área objetivo.

Figura 12.37. Tejos en la umbría del Morró de la Moleta (Alicante) (foto: JV Andrés Ros). *Taxus baccata* se distribuye de manera fragmentada en cotas altas y umbrosas de las montañas del norte de Alicante como pies dispersos o formando pequeños rodales en proceso de declive demográfico (Andrés Ros *et al*. 2007). Estos núcleos presentan altos niveles de endogamia (González-Martínez *et al*. 2010) por lo que, aunque asignados a fuentes semilleras distintas por tener diferentes regímenes de propiedad, es recomendable la recolección y mezcla de semilleras de todas ellas con objeto de aumentar su diversidad genética.

4.1.2. Procedencia local en sentido amplio (*relaxed local provenancing*)

Otro modo de entender el término "local" es conjugar proximidad geográfica y ecológica de las poblaciones (clima, suelo, altitud, etc.) (Mortlock 2000b; Sackville Hamilton 2001) y establecer una analogía entre condiciones ambientales (relativamente) homogéneas, como fuerza de selección compartida, y una adaptación común. De esta manera, el espectro de poblaciones fuente de materiales de reproducción se amplía, promoviendo la diversidad genética, pero sin comprometer, en principio, la adaptación local. Se trata, entonces, de utilizar partidas de materiales recolectadas en poblaciones relativamente próximas y con condiciones ecológicas similares al sitio de plantación.

Suponiendo que se conocen las variables que definen la adaptación local, la dificultad que surge para la aplicación de esta estrategia es establecer la distancia máxima o crítica que no debe superarse para garantizar la adaptación de los materiales al sitio donde se van a utilizar.

La aproximación práctica más común ha sido la delimitación de áreas o zonas relativamente homogéneas desde el punto de vista ambiental con límites definidos (figura 12.38). Se supone que dentro de estas áreas discretas existe cierta uniformidad genética en términos de adaptación, o una interacción genotipo × ambiente limitada (Roberds y Namkoong 1989). Esta zonación en unidades geográficas se establece teniendo en cuenta, principalmente, variables climáticas de importancia biológica, pudiendo delimitarse para cada especie en particular o como un sistema común para varias especies. Se estima que estas variables climáticas actuarían como potentes fuerzas selectivas modulando el patrón de variación intraespecífica y la adaptación en muchas especies (Hufford *et al*. 2016; Siepielski *et al*. 2017), si bien suelen complementarse con otras de origen abiótico, como ciertos parámetros edáficos o litológicos. Estas unidades o regiones relativamente homogéneas desde el punto de vista ambiental se utilizan oficialmente en la Unión Europea en el sector forestal bajo la denominación de regiones de procedencia desde 1966. En Canadá y Estados Unidos de América se aplica esta regionalización con la denominación de *seed zones* (Buck *et al*. 1970; Ying y Yanchuk 2006).

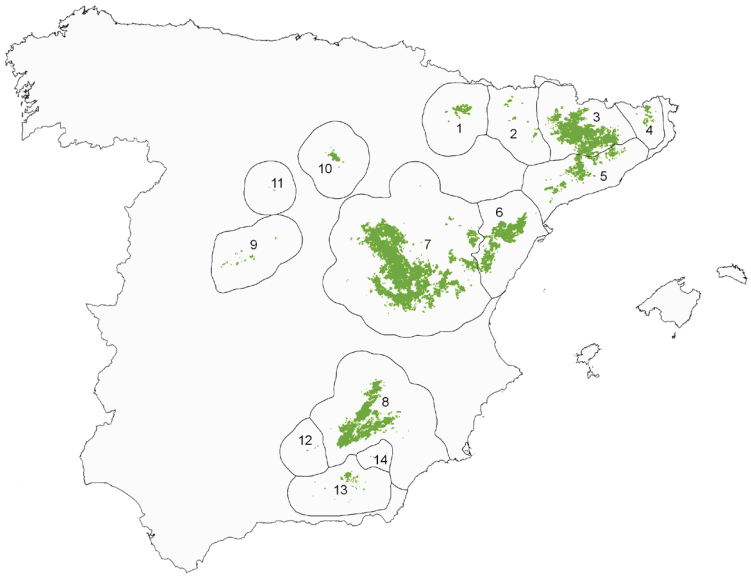


Figura 12.38. Regiones de procedencia delimitadas para *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*.

En el ámbito forestal, se suele considerar locales las semillas recolectadas en la misma región de procedencia en la que se encuentra en sitio que se va a repoblar (Alía *et al*. 2009a; Myking *et al*. 2016). No obstante, también puede usarse subdivisiones de estas regiones para definir el alcance geográfico del término local; por ejemplo, la subdivisión

en *seed zones* establecida para Gran Bretaña (Herbert *et al*. 1999). En este sistema, el uso de materiales forestales de reproducción se mantendría confinado dentro de los límites de la región donde se han recolectado (*fixed zone seed transfer system*) (Morgenstern 1996; O'Neill *et al*. 2017) (figura 12.39).

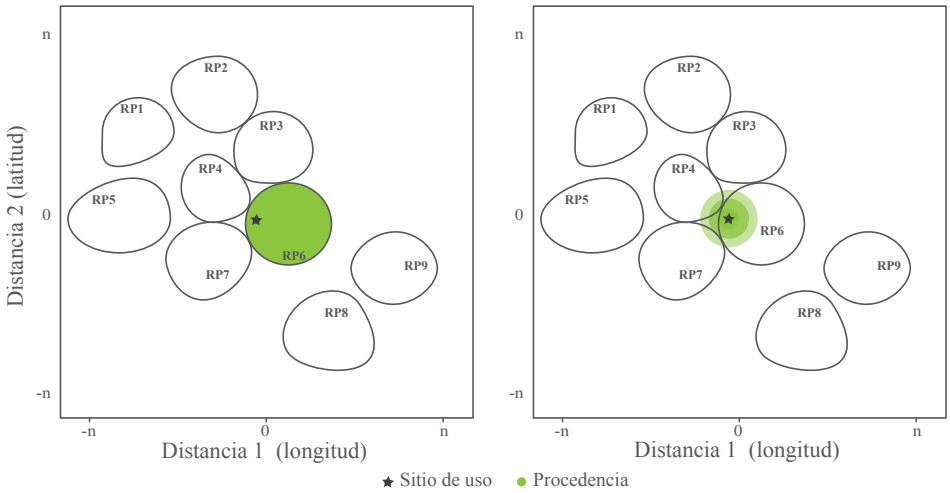


Figura 12.39. Sistemas fijo y móvil de regionalización para la elección de la procedencia adecuada para el sitio de plantación.

Las regiones de procedencia aprobadas en España son una herramienta muy útil para definir claramente en el proyecto de la repoblación la procedencia de los materiales que se van a utilizar, ya que esta zonificación establece recintos con unos límites geográficos definidos. Para la repoblación en el área de distribución natural de las especies que cuentan con regiones establecidas por el método aglomerativo, éstas unidades geográficas, aunque con excepciones, suelen adaptarse muy bien a la aplicación de esta alternativa de elección, ya que tienen en cuenta tanto la distribución espacial de las poblaciones, incluyendo en una misma unidad aquellas entre las que habría flujo génico relativamente frecuente, como su distancia ambiental respecto de otras. El uso de las regiones de procedencia adoptadas por el método divisivo también es válido en esta alternativa de elección de la procedencia, si bien su uso estricto puede dar lugar a ciertas incongruencias o presentar limitaciones (ver cuadro de regiones de procedencia en este capítulo).

La utilización de la región de procedencia local o la subregión local, en su caso) suele ser la más recomendada, en términos generales, para repoblaciones forestales sin fines comerciales o para la regeneración artificial en áreas de hábitats forestales seminaturales y autóctonos (Herbert *et al*. 1999; JCLI 2002; Mariotti y Tani 2013; Forestry Commission 2010; Iglesias *et al.* 2012; Prada *et al*. 2012; Pierangelo 2017). Así, en España, esta opción es la más utilizada en las repoblaciones con fines protectores, como puede apreciarse en varios ejemplos incluidos en este libro como casos prácticos de restauraciones de diferentes ecosistemas. Esta preferencia radica en que ofrece garantía de éxito en términos de adaptación al sitio de plantación, al menos de momento y a falta de información sobre diferenciación adaptativa que indique otra

opción como mejor alternativa. Asimismo, resulta relativamente fácil proveerse de materiales, ya que, salvo excepciones para ciertas especies y procedencias, es habitual contar con un número relativamente alto de masas productoras de semillas en cada región.

Otra opción posible para la aplicación de esta alternativa es trabajar a una escala menor, estableciendo homologías ambientales entre las poblaciones fuente de materiales y la zona para su uso en su entorno; o, a la inversa, la homologación del sitio de plantación y poblaciones fuente de propágulos geográficamente próximas, con independencia de que estén formalmente asignadas a la región de procedencia local o a una contigua. Esta alternativa, denominada *focal point seed transfer system* (Parker 1992; Parker y van Niejenhuis 1996), resulta un método más flexible, ya que establece, en definitiva, regiones de procedencia móviles en función del sitio que se pretende repoblar (figura 12.36). Debe tenerse en cuenta que en la aplicación de esta opción pueden presentarse dificultades de suministro, ya que requiere efectuar recolecciones "a la carta" de unas poblaciones específicas, no necesariamente "generosas" a la hora de producir materiales de reproducción y hacerlo, además, en el momento (año) requerido.

Con independencia del sistema de regionalización elegido, en pro de un aumento de la diversidad genética de las partidas utilizadas en las repoblaciones y como forma de mitigar posibles deficiencias en la fase de recolección, se recomienda utilizar mezclas de lotes recolectados en una misma región ambientalmente homogénea (*regional admixture provenancing*, según Bucharova *et al*. (2019)). La obtención de lotes con una proporción equilibrada de materiales de diferentes poblaciones es, desde luego, una alternativa más fácil de llevar a cabo que la propuesta como "procedencia compuesta", descrita a continuación.

4.2. Procedencia compuesta (*composite provenancing*)

Esta alternativa (Broadhurst *et al*. 2008) está orientada a la obtención de lotes de materiales de reproducción (frutos o semillas) que reflejen el flujo de genes que tendría lugar entre la población local próxima al sitio de plantación y otras más distantes, si bien dentro de unos límites ecogeográficos. Los autores consideran que esta propuesta es muy adecuada para maximizar la diversidad genética, pero sin comprometer la adaptación local.

Esta alternativa responde al concepto de población como unidad evolutiva, en el que la fuerza cohesionadora entre individuos es su interacción reproductiva (Hartl y Clark 1988; Hedrick 2000). Los autores de este sistema indican que, en un lote destinado a una actuación en un sitio concreto, la proporción de semillas que representan a la población local, a otras a distancia intermedia y a las más alejadas vendría determinada por el patrón de dispersión de genes de la especie en el área de actuación.

Para estimar posibles unidades evolutivas independientes dentro de una especie, ésta y otras aproximaciones (ver por ejemplo, Waples y Gaggiotti 2006 y Allendorf *et al*. 2010a) requieren efectuar monitoreos genéticos más o menos intensivos que obligan a enfrentarse a numerosas dificultades. Por ejemplo, cabe reseñar la complejidad que conlleva estimar la dispersión de semillas y de polen de las poblaciones debido a los múltiples factores condicionantes, variables en el tiempo y en el espacio (Nathan *et al*. 2012; Rogers *et al*. 2019). Por ello, esta alternativa encontraría su ámbito de aplicación en planes diseñados

para la recuperación de poblaciones en las que resultara conveniente efectuar su refuerzo, tanto en términos demográficos como en su variación genética.

Una opción simplificadora, pero no necesariamente ajustada a la realidad, sería efectuar las mezclas de materiales presuponiendo que la distancia geográfica de las poblaciones fuente de materiales respecto del sitio de plantación es inversamente proporcional a la tasa de flujo génico. Para las especies con poblaciones fragmentadas, esta alternativa promovería la producción de lotes con cierta diversidad genética sin comprometer posibles adaptaciones a escala regional.

4.3. Procedencia ambientalmente homóloga

Sobre la base de que la distancia geográfica y la distancia genética no están necesariamente correlacionadas (Moore 2000), esta aproximación supone que diferentes poblaciones sometidas a condiciones ambientales similares mostrarían una adaptación convergente. De esta manera, los individuos de cualquiera de estas poblaciones se encontrarían adaptados a un ambiente común y podrían transferirse sin que esta práctica supusiera un riesgo para el futuro de la repoblación. En esta estrategia, la procedencia de los materiales se definiría únicamente por la distancia ambiental entre el sitio donde se va a llevar a cabo la actuación y la población fuente de materiales de reproducción, prescindiendo de la posible relación de historia vital compartida entre poblaciones geográficamente próximas (al sitio de plantación).

Esta opción suele clasificarse dentro de las opciones de uso de la procedencia local en sentido amplio (Breed *et al*. 2013; Broadhurst y Boshier 2014), entendiendo en este caso como local, no la proximidad geográfica, si no la proximidad ambiental (menor diferenciación ambiental). No obstante, en este capítulo se ha optado por su tratamiento independiente, ya que se requiere la asunción de un mayor número de supuestos, con la definición de parámetros ambientales que actuarían con la misma intensidad hacia una convergencia adaptativa común en poblaciones geográficamente distantes entre las que no existe, en principio, flujo de genes.

Si la correspondencia ambiental lleva a la elección de materiales de la región de procedencia local, se estaría considerando el ya descrito uso de la procedencia local en su sentido más o menos estricto en el esquema propuesto (figura 12.31). En caso contrario, se efectuaría un traslado de materiales de, en principio, áreas más o menos alejadas geográficamente teniendo en cuenta analogías en las condiciones del lugar de plantación y de recolección de los materiales.

Como aproximación práctica, de acuerdo con los resultados de numerosos estudios sobre la diversidad genética intraespecífica, se considera el clima como un factor selectivo principal (Konnert *et al*. 2015), pudiendo incluirse otras variables secundarias, como el suelo o la litología. La correspondencia ambiental puede efectuarse a escala regional utilizando sistemas de clasificación territorial basados en información climática con incorporación o no de otras variables, como las regiones de procedencia establecidas por la normativa de comercialización o cualquier otro sistema de clasificación territorial con base biológica. Como en la alternativa de elección de la procedencia local, también puede emplearse el sistema de regiones móviles *focal point system*. Sin embargo, la exigencia de contar con datos ambientales con la suficiente escala de detalle para caracterizar las poblaciones potenciales fuente de materiales (por ejemplo, con el detalle que se utiliza para caracterizar

la estación en el proyecto) y su necesario desarrollo *ad hoc* para cada proyecto y especie hacen que se opte habitualmente por la aplicación del sistema de homologación a escala regional (figura 12.40). Ukrainetz *et al*. (2011) proponen la aproximación regional por su simplicidad de aplicación, bajo la denominación de *focal zone seed transfer system*.

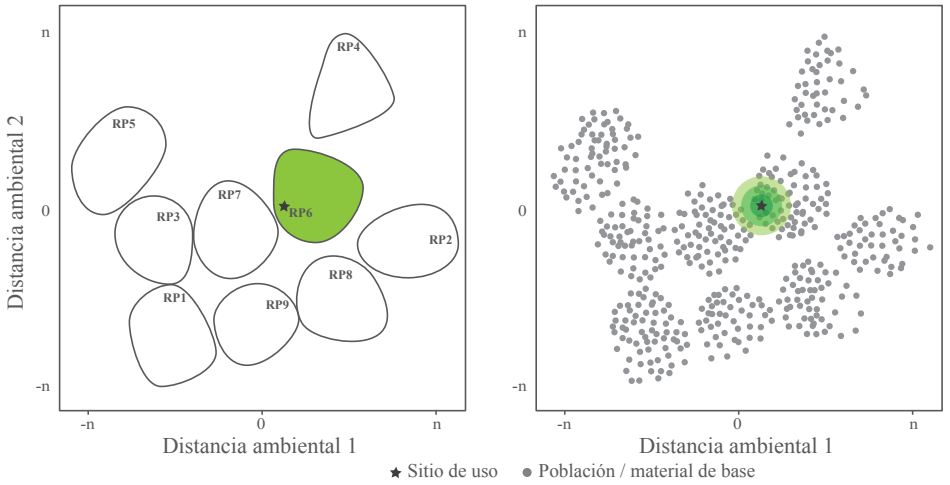


Figura 12.40. Sistemas fijo y móvil de regionalización de la procedencia adecuada para el sitio de plantación teniendo en cuenta su distancia ambiental respecto de las procedencias disponibles para la provisión de materiales forestales de reproducción.

Para el sistema de regionalización oficial establecido en España, el Ministerio con competencias en la normativa de comercialización ofrece las homologaciones climáticas entre dichas regiones y las estandarizadas regiones de utilización de los materiales forestales de reproducción (García del Barrio *et al*. 2001) (figura 12.32 y tablas 12.8 y 12.9). Para orientar el movimiento de materiales, también está disponible el sistema de información geográfica SIGREFOR (Castejón Ayuso *et al*. 1998) apoyado en la clasificación territorial con base biogeoclimática CLATERES (Elena Rosselló 1997).

De muy reciente aparición, cabe mencionar la herramienta ModERFoRest desarrollada sobre la base de la autoecología en territorio español de 21 taxones arbóreos de amplia distribución y de la laurisilva canaria (Alonso Ponce *et al*. 2021). Esta aplicación informática, además de orientar sobre la elección de las especies idóneas, facilita la elección de la procedencia de los materiales forestales de reproducción mediante la homologación de las condiciones ambientales del sitio que se pretende repoblar, una vez caracterizado éste adecuadamente, con las de las procedencias (poblaciones) o materiales de base para los que se cuenta con la información ambiental con la precisión necesaria.

Como ya se ha indicado, una de las dificultades de esta práctica es que se requiere conocer qué variables ambientales habrían actuado como fuerzas selectivas direccionales hacia una adaptación local y convenir, además, que dichas variables resultan ser comunes y

Tabla 12.8. Recomendaciones de uso de varias especies según homologación climática entre regiones de procedencia y regiones de utilización peninsulares (en cursiva, regiones de procedencia sin poblaciones dentro de la región de utilización considerada; nivel de homologación de la especie en la región de utilización: (1) bajo, (2) medio, (3) alto; celdas vacías, no homologado o uso puntual).

Región de utilización	Región de procedencia					
	F. sylvatica	*P. halepensis*	*P. nigra*	*P. pinaster*	*P. pinea*	*P. sylvestris*
1				1a (3)		*10* (1)
2	*1* (1)			1b (3)		*10* (2)
3	*2*, 4 (1)			1a (3)		*10* (1)
4	1, 2, 5 (3)		*7* (2)			*10* (2)
5	3, 5 (2)		*2*, *7* (1)	2, *9* (1)		1, *8*, *10* (3)
6	7, 8 (3)			*1a* (2)		*2* (1)
7	5, 6, 8 (3)	4 (2)	*3* (2)	3, *9* (1)		2, 3, *4* (3)
8	9, 11, 12 (2)		2, 3 (2)			3, *4*, 5, 6, 7 (3)
9	10, 12, 13, 14 (2)	3, 4 (2)	1, 2, 3, 4, *5* (3)		7	3, 4, 7 (3)
10		1, 2 (2)		*6*, *9*, C (2)	6, 7	
11		3, 6 (3)	3, *4*, 5 (3)	*6*, B (1)	6, 7	4, 7, *16* (3)
12		3, 5, 6, *14* (2)				
13		5, *9*, *14* (3)	*7* (2)	10 (2)		*14*, *15* (1)
14		4, 6, *9* (2)	*5*, *7* (1)	*9* (1)		4, *8* (2)
15	16, 17 (3)		*3*, 10 (2)	9 (2)		8 (3)
16		*9*, *14*, 19 (2)	*5*, *7*, *10* (2)	8, 9 (2)	1	8, *10* (2)
17		*9*, *14* (1)		2, 8 (2)	1	
18				*1a*, 4, *6* (3)		*10* (1)
19		*14* (1)	*8*, 9 (1)	6 (3)	2	*10*, 11 (2)
20	18 (1)	*14* (1)	*8*, 9 (1)	*6* , 7 (1)	2	9, 10 (3)
21		5, 7, 9 (2)	7 (2)	11, *12* (3)		12, 14 (2)
22			7 (3)	12, 13 (2)		12 (3)
23		5, 9 (2)	6, 7 (3)	14, 15 (2)		13, 14, 15 (3)
24		2, 11, *14* (3)	*6* (1)	15, A, D (1)		*14*, *15* (1)
25		9, 10 (3)	7, *8* (2)	12, 16, *17* (2)	A	
26		8, 9 (3)	7 (3)	12 (3)	*1*, 3	
27		*9*, *10*, *14* (2)		*17* (1)	3	
28		9, *14* (1)		*6*, *17* (1)	2, *3*	
29				*6*, *17* (2)	*5*	
30				5, *6*, *17* (2)	*5*, C	
31				*17* (2)	*5*	
32				*17*, E (2)	*5*	
33		8, 10, 14 (3)		*17* (2)	3	
34		14 (2)	8 (2)	17 (3)	*3*, B	
35		14, 16 (3)	8 (3)	17, 18 (3)		
36		14, 15 (3)	8 (2)	*17*, *18*, F (1)		
37		13 (2)				
38		13, 14 (3)				
39		*14*, 15, 17 (2)	8 (2)	*17*, 19 (3)		*10*, 17 (3)
40		15, 17 (3)	8 (2)	*17*, 19 (3)		
41				*17* (2)	*3*, 5	
42		17 (2)		20, G (3)		
43		*14*, 17 (2)		*17*, 20, *G* (2)	4, D	
44				*17* (2)	4, *5*	
45				*17* (1)	5	
46				*17* (1)	5	

Tabla 12.9. Homologación climática entre las regiones de procedencia establecidas por el método divisivo y las regiones de utilización en la España peninsular (entre paréntesis se indica las recomendaciones menos fiables).

Región de utilización	Región de procedencia
1	1
2	2, (4)
3	3
4	4
5	5, (15)
6	6
7	7, (14)
8	8
9	9
10	10
11	11, (12, 13, 14)
12	11, 12, 14
13	13, (11, 14, 16, 17)
14	12, 14
15	15, (5, 6)
16	16, 17
17	16, 17
18	18, 19
19	18, 19, 29, 46
20	20, 26
21	21, 22, 26
22	21, 22
23	23, (13)
24	24, (25)
25	25, (24, 36)
26	20, 21, 26
27	27, 28, 29, 32, 33
28	26, 28, 29, 32, 33
29	19, 27, 28, 29, 30, 32, 33, 34
30	29, 30, 31
31	30, 31, 41, 46
32	27, 28, 29, 32, 33, 34, 35, 40
33	27, 28, 29, 33, 34
34	29, 32, 33, 34, 35, 40
35	32, 34, 35, 40
36	36, 39, 40
37	37, (38)
38	38, (37)
39	36, 39, 40
40	32, 34, 35, 36, 39, 40, 46
41	31, 41, 45, 46
42	42, (41, 45, 46)
43	43
44	44, 45
45	41, 44, 45
46	19, 31, 40, 41, 45, 46

con la misma intensidad como presiones selectivas en cada una de las procedencias o poblaciones con las que se pretende establecer la correspondencia ambiental, por lo que no se recomienda su uso generalizado, máxime si su aplicación resulta en un movimiento de materiales a grandes distancias o se intuye la existencia de fuerzas selectivas divergentes distintas al clima (por ejemplo, figura 12.41).

Determinadas circunstancias que pudieran presentar las poblaciones o las procedencias locales, como un reducido número de árboles reproductores o individuos muy aislados, que apuntarían a la existencia de procesos de deriva genética y depresión por endogamia, podrían señalar como alternativa adecuada el uso de procedencias no locales como herramienta para aumentar la varianza genética y su potencial evolutivo (Sackville Hamilton 2001). Por ejemplo, esa será la única opción posible para aumentar la diversidad genética de poblaciones marginales asiladas o de repoblaciones que se pretenda establecer con materiales recogidos en ellas; en este caso se elegirían materiales procedentes de poblaciones en condiciones similares, hecho que aumentaría su diversidad genética y promovería su adaptabilidad (Barton 2001).

Esta opción es una excelente alternativa si se van a utilizar especies fuera de su rango de distribución natural y a falta de ensayos que indiquen comportamientos o adaptaciones superiores para procedencias determinadas.

Banco aéreo de semillas en conos serótinos (foto: M Cadierno Ares).

Pina serótina ya abierta y piña serótina aún cerrada (foto: A Ramos Pérez).

Figura 12.41. Piñas serótinas en una población de *Pinus pinaster* de la Sierra del Teleno. El fuego recurrente es una perturbación que ha modulado numerosos rasgos en los pinos mediterráneos (Tapias *et al*. 2004). Se han observado diferencias en los niveles de serotinia entre poblaciones, hecho que indicaría diferenciación adaptativa (Hernández-Serrano *et al*. 2014) que respondería a diferentes regímenes de fuego. Por ejemplo, la población de *Pinus pinaster* de la Sierra del Teleno presenta una acusada serotinia, siendo capaz de mantener piñas cerradas durante muchos años. Si se decidiera utilizar materiales de otras procedencias para una repoblación en esta área y se recurriera a una homologación ambiental con base climática al uso (según la tabla 12.8, regiones de uso 5 y 17 y regiones de procedencia 8 Meseta Castellana o 9 Montaña de Soria-Burgos para la de provisión de los materiales) podría ponerse en peligro el futuro de la repoblación, ya que los fenotipos no locales podrían no presentar la adaptación necesaria para superar la alta frecuencia de incendios naturales propia de la zona.

4.4. Procedencia no local con comportamiento superior

La promoción del uso de procedencias no locales se asienta sobre la base de que no en todos los casos la población (procedencia) local, incluso si está adaptada, muestra un *fitness* superior a otras (Sackville Hamilton 2001; Whitlock 2015). Este planteamiento tiene su base en los resultados de ensayos de procedencias y de trasplante recíprocos con diferentes especies de interés económico, que indicarían que la procedencia local no es en todos los casos la que muestra un comportamiento superior para el o los rasgos de interés productivo (Bischoff *et al*. 2006; Risk *et al*. 2021).

Como limitación a esta alternativa aplicada a repoblaciones de carácter protector y con vocación de permanencia, cabe poner nuevamente de relieve que resulta aventurado establecer conclusiones de carácter general sobre adaptaciones a ambientes concretos en base al análisis de respuestas diferenciales para unos pocos rasgos de comportamiento,

comparados con la complejidad de procesos implicados en el funcionamiento de los árboles, y en períodos de seguimiento relativamente reducidos, si se tiene en cuenta la prolongada vida de los árboles y la variación ambiental a la que se ven sometidos.

No debe descartarse esta opción, sin embargo, para las especies de las que se disponga de una amplia red de ensayos adecuadamente establecidos y analizados, particularmente si se pretende establecer repoblaciones con objetivo productivo o con un doble propósito productivo y protector, en las que se prevé una superioridad de comportamiento de materiales foráneos para rasgos específicos de producción o de tolerancia a organismos nocivos.

Cabe indicar, asimismo, que esta alternativa es la más adecuada si se pretende introducir especies fuera de su ámbito de distribución. Para ello, se recomienda establecer, en primer lugar o integrados en la acción reforestadora, ensayos en los que se comparen diferentes procedencias y seleccionar aquéllas que muestren mayores tasas de supervivencia y comportamientos superiores para rasgos de interés productivo o mayor capacidad de supervivencia y naturalización, en función del objetivo de la introducción.

La técnica más recomendable para transferir materiales de las procedencias elegidas por este método es establecer correspondencias ambientales entre el sitio de ensayo y las áreas que se pretende repoblar con la especie, como el ya indicado *focal point seed zone*, tomando como referencia en este caso las condiciones ambientales del sitio de ensayo, de tal manera que se establezca un área de uso potencial de la(s) procedencia(s) más prometedoras.

4.5. Migraciones asistidas

La migración asistida se trata en este apartado como el movimiento de especies, poblaciones o genotipos por la acción humana a entornos ambientales presumiblemente más favorables en el futuro según las predicciones de cambio climático. Se parte de la base, por tanto, de que las poblaciones están adaptadas a las condiciones ambientales actuales y que no tendrían capacidad de respuesta al cambio ambiental, es decir insuficiente diversidad genética para evolucionar o, aun teniéndola, no hacerlo al ritmo necesario, incapacidad para efectuar un ajuste mediante plasticidad fenotípica o mecanismos epigenéticos y ausencia de inmigrantes procedentes de poblaciones adaptadas al futuro escenario.

Este movimiento voluntario puede responder a diferentes objetivos: conservar especies o poblaciones, evitar el colapso de los ecosistemas preservando su funcionalidad o mantener la productividad de las plantaciones. En el contexto de las repoblaciones, se trataría de utilizar en el sitio de actuación aquellos materiales de reproducción adaptados a las condiciones ambientales futuras previstas para éste.

Si bien en este capítulo no se pretende abordar la aplicación de las migraciones asistidas en el ámbito de la conservación, tema que requiere un análisis muy específico y su aplicación en acciones que trascienden los de un proyecto de repoblación, cabe reseñar que esta estrategia está más que justificada cuando una especie (o una población genéticamente singular de una especie común) se ve sometida a amenazas que no pueden mitigarse, aunque hay voces contrapuestas a esta alternativa (ver cuadro sobre migraciones asistidas

incluido en este capítulo). De hecho, se prevé un incremento de este tipo de prácticas, al menos en especies de distribución reducida, debido a la pérdida de hábitats o de su calidad y, particularmente, como estrategia para sortear el previsible impacto negativo del cambio climático en la biodiversidad (IUCN/SSC 2013).

El uso de las migraciones asistidas en el ámbito de las repoblaciones se propone como parte de una gestión forestal adaptativa frente al reto del cambio global (Broadmeadow *et al*. 2005; Pedlar *et al*. 2012; Alfaro *et al*. 2014; Sáenz-Romero *et al*. 2016).

La oportunidad de adoptar o no esta estrategia para la selección de la procedencia debe analizarse de manera individualizada en cada caso y para cada una de las especies o procedencias que se van a utilizar en una repoblación, ya que no todas se verían afectadas de igual manera por el cambio climático, en función de su capacidad de respuesta adaptativa (O'Neill *et al*. 2008; Benito Garzón *et al*. 2011; Valladares *et al*. 2014; Frank *et al*. 2017; Sáenz-Romero *et al*. 2019).

Es evidente que las migraciones asistidas son la mejor alternativa cuando, tras una ponderación adecuada, se concluye que los riesgos de no hacer nada son mayores que los derivados de una transferencia de materiales. Por ejemplo, si se va a efectuar una repoblación y se observara decaimiento de las poblaciones locales por signos continuados y relativamente generalizados, asociados, por ejemplo, con su dinámica poblacional, su estatus fisiológico o sus interacciones bióticas (Urban *et al*. 2016), podría justificarse efectuar una migración asistida de materiales previsiblemente adaptados a dichas condiciones o con mayor potencial adaptativo.

La migración asistida a condiciones más favorables también estaría justificada para aquellas poblaciones para las que se prevea una alta vulnerabilidad frente a futuros escenarios ambientales (Serra-Varela *et al*. 2017).

Si se decide efectuar una migración asistida en el marco de una repoblación, además de valorar la intensidad y el signo de su posible impacto en las poblaciones locales receptoras o en otras especies asociadas o dependientes, habrá que preguntarse, entre muchas otras cuestiones:¿qué variables ambientales se deben utilizar? ¿cuál es el escenario ambiental predecible de referencia para el sitio de actuación? ¿qué calidad y escala de resolución tienen los datos ambientales actuales y predictivos con los que se cuenta? ¿cómo conjugar adaptación a corto y largo plazo? Debe considerarse, por tanto, que este análisis previo incluye el planteamiento de numerosos interrogantes, muchos de los cuales no tienen de momento respuesta, o ésta no es lo suficientemente precisa teniendo en cuenta la escala temporal de las especies arbóreas; de ahí el alto grado de incertidumbre que conlleva la práctica de las migraciones asistidas y el debate sobre su oportunidad y riesgos. Por ello, su aplicación debería estar respaldada por evidencias científicas y diseñarse con la participación de repobladores, gestores del medio y científicos (Williams y Dumroese 2014).

Se han propuesto diferentes alternativas para la elección de la procedencia de los materiales de reproducción en el contexto de las migraciones asistidas, según los datos de partida de que se disponga.

Migraciones asistidas

El uso de la procedencia local ha sido la recomendación más extendida ya que, en principio, se mantendría la adaptación local y se garantizaría el éxito de la nueva población en lo que a adaptación se refiere. A su vez, se evitan posibles efectos negativos por la introducción de materiales no adecuados que podrían dar lugar, por ejemplo, a respuestas negativas por introgresión genética. Sin embargo, los posibles efectos del cambio climático y de la fragmentación de las poblaciones y de los hábitats han hecho que se planteen otras alternativas de elección de los materiales de reproducción que incluyen escenarios de cambio futuros (Ledig y Kitzmiller 1992; Chmura *et al*. 2011; Broadhurst y Boshier 2014; Aitken y Bemmels 2016).

En el contexto de este cambio global, según muchas aproximaciones teóricas, la migración asistida es una alternativa que debe tenerse en cuenta para evitar la extinción de las especies o el colapso de los ecosistemas (Holmes 2007; Hoegh-Guldberg *et al*. 2008; Dawson *et al*. 2011; Lunt *et al*. 2013). Este movimiento artificial sería necesario si se considera como previsible la superación de los mecanismos con los que cuentan las poblaciones para mantenerse *in situ* ante el efecto de los cambios ambientales, como la plasticidad fenotípica (Valladares *et al*. 2014) y la adaptabilidad (Savolainen *et al*. 2013; Des Roches *et al*. 2018), así como su incapacidad de migración de manera natural a un ritmo acompasado con el que se estaría produciendo en el clima (Davis y Shaw 2001; Aitken *et al*. 2008; Fernández-Manjarrés y Benito-Garzón 2015).

Se utilizan muchos términos sinónimos o de similar sentido al de "migración asistida" según el ámbito de trabajo; por ejemplo, translocaciones (IUCN/SSC 2013); colonizaciones asistidas (Loss *et al*. 2011), reubicación gestionada (Richardson *et al*. 2009), transferencias (Koskela *et al*. 2014), entre muchos otros (Hällfors *et al*. 2014), ya que su motivo, su objeto y su modo de aplicación pueden ser extremadamente variados (Seddon 2010). Ste.-Marie *et al*. (2011) proponen utilizar términos diferentes a este movimiento en función del objeto y el modo en que se lleva a cabo: *assisted range expansion* si se trata de imitar la expansión natural de las especies en las áreas próximas a su distribución actual; *assited long-distance migration* si se lleva a cabo fuera de esta área, y *assisted population migration* cuando se mueven genotipos en el área de distribución de la especie.

El uso de las migraciones asistidas en el ámbito de la conservación lleva aparejado un alto grado de incertidumbre (McLachlan *et al*. 2007), por lo que su práctica genera gran polémica (véase, por ejemplo, la oposición de Davidson y Simkanin 2008; Ricciardi y Simberloff 2009; Seddon *et al*. 2009; Lawler y Olden 2011; Richardson y Ricciardi 2013; o, por el contrario, McLachlan *et al*. 2007; Sax *et al*. 2009; Schlaepfer *et al*. 2009; Vitt *et al*. 2009, como posiciones que consideran necesaria la opción en determinadas circunstancias). La consideración de esta práctica como un recurso generalizable trasciende las cuestiones científicas, ya que requiere planteamientos éticos y la reformulación de las políticas de conservación de la biodiversidad y de asignación de recursos (Minteer y Collins 2010; Lawler y Olden 2011). Así, Fazey y Fischer (2009) opinan que esta herramienta podría aplicarse en el marco de la

conservación de especies en caso de que se valore adecuadamente los riesgos de su movimiento, pero de ningún modo debería considerarse una alternativa generalizada en lo que respecta a la adaptación al cambio climático y sí, implementar otras estrategias dirigidas a minimizar las causas que originan el declive de la biodiversidad.

A pesar de la polémica generada, esta estrategia no es rara en el marco de planes de conservación de especies dentro o fuera de su ámbito geográfico de distribución actual, particularmente de taxones sometidos a presiones o amenazas de diversa índole (Godefroid *et al*. 2011; Liu *et al*. 2015; Commander *et al*. 2018; Silcock *et al*. 2019). El movimiento de propágulos para la conservación *ex situ* de este tipo de especies, generalmente reguladas por normativas *ad hoc*, suele integrarse en planes de conservación específicos y estar respaldado por unos conocimientos previos más o menos profundos sobre la especie objetivo (su biología reproductiva, su demografía, su diversidad genética, etc.) y las amenazas a que se ven sujetas y que justifican la actuación. Este tipo de translocación es denominado por Sansilvestri *et al*. (2015) como migraciones asistidas centradas en especies (*species-centered assisted migrations*).

Las migraciones asistidas con un objetivo de mantenimiento de las funciones de los ecosistemas (*ecosystem-centered assisted migration* según Sansilvestri *et al*. (2015)) implicarían el movimiento de unidades genéticas (procedencias o especies) a nuevos ambientes.

La transferencia de especies arbóreas fuera de su área de distribución natural es corriente desde el asentamiento de los seres humanos, con la aparición de la agricultura y el inicio de la jardinería ornamental. Así, en la cuenca Mediterránea se data desde muy antiguo el movimiento de especies como el olivo, la higuera, el árbol de la mirra o el castaño (Turnbull 2002; Evans 2009a; Conedera *et al*. 2004). En el contexto europeo, el movimiento de especies a grandes distancias para forestación, como *Picea sitchensis*, *Pseudotsuga menziesii*, *Pinus contorta*, *Pinus radiata* o *Eucalyptus* spp., es relativamente reciente en comparación con los ya mencionados árboles para consumo humano. Este movimiento se inicia en el siglo XIX (Evans 2009a), período que permitió constatar el buen crecimiento de ejemplares de muchas especies importadas de otros países, y se implanta en el siglo XX con el desarrollo de programas de selección de procedencias y de mejora genética. Estas acciones han impulsado el establecimiento masivo de plantaciones productivas (6,2 millones de hectáreas según Forest Europe 2020) que han permitido aumentar sensiblemente la producción de madera en Europa (Loo *et al*. 2014). En España, existen numerosos ejemplos de repoblaciones forestales con especies fuera de su ámbito con resultados exitosos (figura 12.42). Pero también es conveniente poner de relieve los ejemplos de introducción de especies arbóreas con resultados no deseados, como aquellos que han derivado en un comportamiento invasor o que han dado lugar a introgresiones genéticas (ver apartado 2) con la consiguiente pérdida de recursos genéticos autóctonos (Jansen y Geburek 2016; Jansen *et al*. 2017).

En relación con el movimiento de materiales de reproducción en el área de distribución de las especies, el uso de procedencias distintas de la local debió ser una práctica común en la intensa actividad repobladora del período 1940-1984 (ver capítulo 1), con

muy buenos resultados en lo que respecta a la implantación de las nuevas masas, si bien su impacto en los recursos genéticos locales resulta muy difícil de evaluar, tanto por la falta de registros sobre su procedencia, como porque las consecuencias, con efectos generalmente a largo plazo, suelen ser difíciles de detectar y atribuir a este hecho concreto (ver ejemplo en la figura 12.10).

Repoblación con *Pinus radiata* en Ampuero (Santander) (foto: S Martín).

Repoblación con *Pinus halepensis* en una cuesta de margas y arcillas en San Miguel del Arroyo (Valladolid). (foto: MA Prada)

Figura 12.42. En el ámbito forestal, el movimiento de especies fuera de su área de distribución natural ha sido una práctica habitual para la consecución de repoblaciones con objetivos tanto productivos como protectores.

4.5.1. Procedencia según predicción (*predictive provenancing*)

Esta opción tiene, en principio, una base experimental, al apoyarse en estimaciones resultado de ensayos genéticos sobre la respuesta de diferentes procedencias a determinadas condiciones climáticas, es decir en base a sus normas de reacción respecto de variables climáticas de importancia biológica (Mátyás 1996). Las recomendaciones pueden efectuarse de manera particular, eligiendo la procedencia que se adecúe mejor al ambiente futuro del sitio de plantación o, a la inversa, determinando qué sitios tendrán las condiciones adecuadas para una procedencia concreta. Si se dispone de un número relativamente alto de ensayos de diferentes procedencias en distintos ambientes, puede estimarse patrones o funciones de respuesta en relación con dichas variables climáticas, de tal manera que se puedan establecer reglas generales o particulares para la transferencia de procedencias (Rehfeld *et al*. 1999; Wang *et al*. 2006, 2010).

Para obtener la información necesaria que permita el uso generalizado de esta estrategia, se requiere el desarrollo de iniciativas que promuevan la instalación y el seguimiento de infraestructuras experimentales en un amplio rango de ambientes y en las que se evalúen genotipos de diferentes poblaciones (Aitken *et al*. 2008; Alberto *et al*. 2013; Breed *et al*. 2018). Este tipo de redes conlleva la asignación de importantes recursos y, en especies arbóreas, períodos relativamente prolongados para la obtención de resultados. Por ello, esta alternativa sólo puede aplicarse actualmente con garantías en las especies para las que se cuenta con información suficiente sobre su variación genética intraespecífica. Así, en Canadá

y Estados Unidos se están estableciendo un mayor número de ensayos y recomendaciones para la migración asistida de, al menos, las especies de interés económico y que han mostrado una marcada variación clinal en su respuesta en rasgos de interés productivo en correspondencia con variables climáticas, principalmente con la temperatura; por ejemplo, *Picea engelmannii* × *glauca*, *Pseudotsuga menziesii*, *Pinus contorta* o *Pinus taeda* (Wang *et al*. 2006; Farjat *et al*. 2017; O'Neill *et al*. 2017; Handler *et al*. 2018).

Al respecto, parece acertada la propuesta de Aitken y Whitlock (2013), que consideran apropiado el uso de esta estrategia en especies con una amplia diversidad genética y adaptación local, que jueguen un papel estructural y sean de interés productivo. No obstante, aún en este contexto, estas iniciativas alertan sobre la necesidad de ser cautos en estas transferencias y aconsejan trabajar con base científica y con predicciones de cambio climático a corto plazo (Handler *et al*. 2018).

4.5.2. Procedencia ajustada (*adjusted provenancing*)

En la práctica, el conocimiento sobre la existencia y escala de la adaptación local en las especies habitualmente utilizadas en reforestación es muy escaso. Por ello, se propone el uso de un procedimiento equivalente al ya descrito movimiento de procedencias por correspondencias ambientales actuales mediante el uso de sistemas de clasificación territorial, pero en este caso con una proyección temporal teniendo en cuenta las condiciones ambientales futuras previsibles, o bien mediante el método móvil (figura 12.43).

Como indican Sgrò *et al*. (2011), este planteamiento puede funcionar relativamente bien para el movimiento de procedencias en especies con un amplio rango de distribución altitudinal o latitudinal que promueva la existencia de variación adaptativa clinal muy marcada respecto, por ejemplo, de un gradiente pluviométrico o térmico (como en las coníferas de Norteamérica citadas en el apartado anterior).

Las aproximaciones más sencillas proponen la selección de las procedencias (o región de procedencia) cuyas condiciones climáticas actuales se correspondan con la proyección climática a futuro para el sitio de plantación (*climate-predictive provenancing*) (figura 12.43). Si bien es posible utilizar otras herramientas, suele usarse modelos de distribución de especies (SDM) que relacionan estadísticamente su ocurrencia y el clima en el que se encuentran, aplicados en este caso a escala subespecífica (Mátyás 1994; McKenney *et al*. 1999; Ying y Yanchuk 2006). Así, se puede obtener la proyección del área idónea para su uso bajo diferentes escenarios de cambio climático, en forma de información georreferenciada. Los modelos pueden mejorarse incluyendo otros factores condicionantes y de los que se disponga de datos con la precisión adecuada; por ejemplo, variables edáficas, litológicas y topográficas (Broadmeadow *et al*. 2005; Potter y Hargrove 2012) o mecanismos de adaptación como la plasticidad fenotípica o la adaptación local (Benito-Garzón *et al*. 2011).

La ya mencionada herramienta informática ModERFoRest, que permite que el proyectista considere escenarios de cambio climático, es capaz de indicar las procedencias cuya condiciones ambientales actuales se asemejan a las futuras previstas para el sitio que se pretende repoblar (Alonso Ponce *et al*. 2021). Para ello, el usuario puede prefijar los valores previstos en relación con las variables climáticas consideradas en la aplicación.

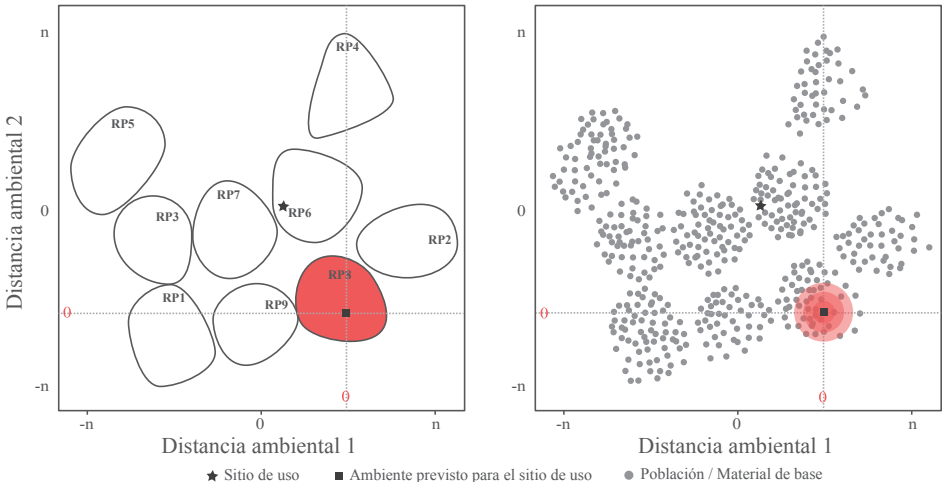


Figura 12.43. Sistemas fijo y móvil de regionalización de la procedencia adecuada ajustándola a las condiciones ambientales previstas para el sitio de plantación.

4.5.3. Procedencia ajustada según clima (*climate-adjusted provenancing*)

Como una opción conservadora y a falta de proyecciones ambientales precisas, Prober *et al*. (2015) proponen una variante práctica al ya reseñado sistema de procedencia ajustada que consiste en mezclar lotes materiales de reproducción recolectados en un gradiente definido por el sentido de las predicciones de cambio climático (*climate-adjusted provenancing*). Según este sistema, las procedencias que configuran la mezcla se elegirían, como en el caso anterior, de acuerdo con modelos de distribución de las poblaciones de la especie en cuestión y el clima en el que se encuentran.

La representación de las poblaciones en la mezcla, en la que también se incluiría materiales locales, estaría sesgada, con una mayor proporción de las que se estime que están preadaptadas a las condiciones climáticas futuras del sitio de plantación. La diversidad genética aportada, con la aparición de nuevas variantes genéticas en la siguiente generación, aumentaría la adaptabilidad de la nueva población frente a cambios ambientales climáticos inciertos y a otros posibles factores de selección.

4.5.4. Mezclas de procedencias (*admixture provenancing*)

Esta opción, propuesta por Breed *et al*. (2013), pretende promover la respuesta adaptativa de la nueva población mediante el incremento de la diversidad genética por el uso de una mezcla equilibrada de lotes recolectados en poblaciones grandes de diferentes procedencias, incluida la local.

Esta estrategia se ofrece como alternativa frente a los riesgos que conlleva apostar por la migración asistida de una única procedencia, teniendo en cuenta la escasa información de partida disponible en relación con la adaptación intraespecífica y el alto grado de incertidumbre de los modelos predictivos.

Los autores indican que se debe evitar el uso de procedencias que impliquen una maximización de la distancia ambiental respecto del sitio de uso, ya que se debe garantizar el éxito de la actuación a corto plazo y primar la recolección de poblaciones según la dirección de las predicciones de cambio climático, si bien no cuantifican cuál debería ser la distancia máxima. Las aproximaciones prácticas propuestas suelen ser relativamente conservadoras. Por ejemplo, en Gran Bretaña se recomienda utilizar mezclas de semillas de la procedencia local con procedencias de ambientes más cálidos (máximo 2 a 5 grados en latitud sur) pero en altitudes y distancia al mar similares al sitio de plantación (Hemery 2016). Respecto de la posible ocurrencia de depresión por exogamia debido a la introducción de procedencias no locales, Aitken y Whitlock (2013) sugieren que, si las procedencias no locales se mantienen en proporciones inferiores al 25% del lote, este riesgo sería muy reducido.

Cabe señalar que, desde el punto de vista normativo, para las especies reguladas no está permitida la comercialización de mezclas de lotes de diferentes regiones de procedencia. No obstante, el técnico puede efectuar dichas mezclas en el momento de la plantación.

4.5.5. Mezclas de poblaciones (*adaptación local irrelevante*)

Aunque marginales, existen planteamientos que cuestionan la existencia de adaptaciones locales en especies arbóreas, por la propia varianza ambiental de origen biótico y abiótico a que se han visto sometidos los individuos de historia vital prolongada (Wilkinson 2001) y en condiciones tan heterogéneas como las que se encuentran en el medio natural. Sobre esta base, la adaptación a las condiciones propias del sitio de plantación sería irrelevante, por lo que se podría acudir al uso de materiales procedentes de diferentes poblaciones con objeto de aumentar la diversidad genética. Sobre esta amplia base genética el propio ambiente se encargaría de seleccionar, de manera aleatoria, los fenotipos (Wilkinson 2001).

6. Reflexiones y recomendaciones

El repoblador tiene, por lo tanto, diferentes alternativas para la elección de los materiales de reproducción: algunos planteamientos son conservadores, ya que procuran mantener un patrón de distribución espacial de la diversidad genética en coherencia con la que ha llegado a nuestros días; otros se sustentan en resultados de ensayos genéticos; otros en tendencias de cambio climático, apoyándose algunos de ellos en modelos predictivos de distribución de nicho o hábitat.

La elección es relativamente sencilla si el objetivo de la repoblación es principalmente productivo, ya que los materiales disponibles en el mercado y la mayor o menor adecuación ambiental para su cultivo acotan las opciones posibles. Para la elección de cualquiera de las opciones propuestas en el caso de las repoblaciones protectoras o con un objetivo mixto, más allá de la mayor o menor dificultad práctica para el aprovisionamiento de materiales de reproducción, el repoblador debe tener en cuenta sus posibles impactos negativos (tabla 12.10), algunos de ellos ya apuntados en los apartados correspondientes y asumir un cierto grado de incertidumbre, mayor o menor según la opción elegida.

Tabla 12.10. Riesgos de las alternativas de elección de procedencias.

Altrenativa	Efectos negativos potenciales			
	En la repoblación en su conjunto		En las poblaciones naturales preexistentes	
	Falta de adaptación o de idoneidad ambiental	Baja diversidad genética	Introgresión genética con efectos no deseados	Ruptura artificial de complejos taxonómicos (para ciertos taxones)
Procedencia local en sentido estricto	Muy improbable (al menos a corto plazo). Muy probable si la población local fuente de materiales presenta procesos de deriva genética	Posible en función de la diversidad de la población local	No	No
Procedencia local en sentido amplio	Muy improbable (al menos a corto plazo)	Posible en función de la diversidad de la población fuente de materiales. No, si se utilizan materiales de varias poblaciones o materiales de base	No	Improbable
Procedencia compuesta	Muy improbable (al menos a corto plazo)	No	Posible pero no generalizada	Improbable
Procedencia ambientalmente homóloga	Poco probable (si los factores considerados como fuerzas selectivas no se corresponden con los del sitio de plantación)	Posible en función de la diversidad de la población fuente de materiales. No, si se utilizan materiales de varias poblaciones o materiales de base	Poco probable	Probable
Procedencia no local con comportamiento superior	Improbable (al menos a corto plazo)	Posible	Poco probable	Probable

Altrenativa	Efectos negativos potenciales			
	En la repoblación en su conjunto		En las poblaciones naturales preexistentes	
	Falta de adaptación o de idoneidad ambiental	Baja diversidad genética	Introgresión genética con efectos no deseados	Ruptura artificial de complejos taxonómicos (para ciertos taxones)
Migraciones asistidas				
Procedencia ajustada	Altamente posible a corto plazo. Altamente posible a largo plazo si las variables consideradas como fuerzas selectivas y los valores previstos no se corresponden con los futuros para el sitio de plantación	Posible en función de la diversidad de la población fuente de materiales. No, si se utilizan materiales de varias poblaciones o materiales de base	Probable si los factores considerados como fuerzas selectivas no se corresponden con la realidad	Muy probable
Procedencia ajustada según clima	Posible si el factor considerado como gradiente de cambio no se ajusta a la realidad	No	Probable si el factor considerado como gradiente de cambio no se ajusta a la realidad	Sí
Mezclas de procedencias	Posible (al menos parcialmente o si los factores considerados como fuerzas selectivas y sus valores no se corresponden con los futuros para el sitio de plantación)	No	Probable	Sí
Procedencia según predicción	Posible si los factores considerados como fuerzas selectivas y sus valores no se corresponden con los futuros para el sitio de plantación	Posible	Probable	Probable
Mezclas de poblaciones	Muy posible	No	Muy probable	Sí

Debe ponderarse el uso de las alternativas que se apoyan en aproximaciones o herramientas simplificadoras de los procesos biológicos y que incrementan la incertidumbre de su resultado. Como ya se ha indicado, para estimar el grado de adaptación local de una procedencia, resulta complejo definir (o reducir), y más en formas vitales de vida prolongada y en las que conviven diferentes cohortes en una misma población, qué condiciones ambientales habrían sido fundamentales como fuerzas selectivas y, por lo tanto, cuál sería la escala espacial de esta adaptación. Asimismo, de momento y por una necesaria simplificación experimental ante la imposibilidad de abordar un análisis de conjunto de las múltiples y variadas respuestas adaptativas (muchas de ellas desconocidas), se fragmenta el organismo en rasgos distintos, de por sí complejos y regulados generalmente por múltiples genes. El análisis de las respuestas fenotípicas se basa, por tanto, en observaciones sobre unas pocas variables y en períodos relativamente reducidos de la prolongada historia vital de los árboles, y no suelen considerarse las interacciones inter e intraespecíficas. Lo cierto es que la heterogeneidad ambiental del territorio español, especialmente en la región mediterránea, promueve respuestas plásticas de las plantas y, seguramente, adaptaciones a microescala difíciles de detectar.

En cuanto al uso de las migraciones asistidas, debe considerarse que los modelos son representaciones simplificadas de realidades complejas, por lo que su aproximación a esta realidad dependerá en gran medida del grado de comprensión que se tenga del sistema ecológico con el que se esté trabajando. Los modelos predictivos se diseñan para contextos futuros estimados en base a proyecciones climáticas con un alto grado de incertidumbre, especialmente a largo plazo (IPCC 2000). De tenerse en cuenta, asimismo, que la premisa de que los futuros nichos serían análogos a los actuales puede no ser cierta (Williams *et al*. 2007). Por ejemplo, podrían tener lugar desequilibrios no experimentados hasta ahora entre las especies forestales y sus organismos antagonistas, o introducciones de organismos de acción agresiva (Boonekamp 2012). Cabría, asimismo, preguntarse por la acción de eventos climáticos puntuales extremos, previsiblemente de mayor frecuencia (Seneviratne *et al*. 2012), que podrían derivar en presiones selectivas que superaran la capacidad de respuesta de las especies (figura 12.44). Al respecto, los modelos predictivos suelen indicar tendencias de cambios de nicho hacia mayores altitudes y latitudes por efecto del aumento de la temperatura y de la sequía; sin embargo, las migraciones asistidas en base a estas previsiones podrían no ser adecuadas o infructuosas por la acción de otras variables no previstas, como la falta de adaptación a eventos extremos de frío (Benito-Garzón *et al*. 2013).

Además del grado de incertidumbre de las opciones que presentan dificultades de validación práctica a corto plazo, lo que sí es cierto es que, en una repoblación, la fase de implantación es la más compleja y difícil de conseguir, por lo que no cabe duda de que la elección de la procedencia debe responder a las condiciones climáticas actuales; en este sentido, el uso de procedencias presumiblemente adaptadas a condiciones futuras inciertas constituye todo un riesgo. Una repoblación establecida hoy empleando materiales con una muy alta diversidad genética que le confiera capacidad evolutiva, pero que no comprometa su establecimiento, puede gestionarse posteriormente para promover su adaptación mediante la aplicación de diferentes

Figura 12.44. El prolongado período de sequía sufrido entre 2013 y 2015 en las provincias de Valencia y Alicante causó el debilitamiento masivo de pinares de *Pinus halepensis*, disparándose, como consecuencia, la dinámica de las poblaciones de perforadores, especialmente de *Tomicus destruens*, *Orthotomicus erosus* e *Ips sexdentatus* (Generalitat Valenciana 2014). Este evento climático extremo significó la muerte de aproximadamente un millón de árboles, estimándose tasas de muerte de entre el 50 y el 90% de los pies en las zonas más afectadas (Mas *et al*. 2017). La escasa precipitación acumulada en dicho período no tiene precedentes desde que se tienen registros cuantitativos. En la figura se muestra el estado de un pinar en octubre de 2014 en la Sierra de Orihuela (Alicante). Esta localidad se encuentra en la zona baja del Segura, donde se han registrado precipitaciones acumuladas de sólo 91,4 a 117,8 mm entre octubre de 2013 y septiembre de 2014, según datos de la CH del Segura. Estas cifras están muy alejadas del umbral inferior de 242,5 mm anuales estimado como hábitat marginal para esta especie en España (Gandullo y Sánchez Palomares 1994) (foto: Servicio de Ordenación y Gestión Forestal y VAERSA, G. Valenciana).

herramientas, incluido el refuerzo de la repoblación con nuevos materiales (especies y procedencias) (ver, por ejemplo, opciones de selvicultura adaptativa en Serrada Hierro *et al*. 2011). En este contexto, con carácter general y a falta de información predictiva precisa que indique lo contrario, para las repoblaciones con un objetivo protector o mixto se recomienda el uso de la procedencia local o de procedencias climáticamente similares.

Esta posición se reafirma si se tiene en consideración los papeles estructural y funcional de los árboles en el ecosistema. En este sentido, se deben tomar todas las precauciones en la aplicación extensiva de migraciones asistidas, ya que sus consecuencias afectarán no solo a la especie en cuestión, sino también al medio físico y a la biodiversidad asociada (Fady *et al*. 2016; Sinclair *et al*. 2015).

Teniendo en cuenta estas valoraciones y los posibles riesgos, en la tabla 12.11 se presenta las condiciones que indicarían el uso de cada una de las alternativas propuestas como posible o como la más adecuada.

A continuación y a modo de resumen, se ofrecen una serie de indicaciones de carácter general sobre las características genéticas de los materiales forestales de reproducción que deberían emplearse en las repoblaciones, así como algunas recomendaciones prácticas que podrían considerarse en las fases de diseño y de desarrollo del proyecto.

Tabla 12.11. Alternativas de elección de procedencias y situaciones para las que se recomiendan.

Altrenativa	Procedencia de los materiales	Previsión de impacto de cambio ambiental y otros condicionantes	Uso recomendado
Procedencia local en sentido estricto	Población del sitio de actuación o de poblaciones próximas (con flujo de genes frecuente)	No se prevé impacto relevante de cambio ambiental No hay señales de deriva genética o inadaptación El número de árboles reproductores es relativamente elevado en la población o poblaciones próximas	Procedencias de área restringida Conservación *in situ* de especies o poblaciones
Procedencia local en sentido amplio	Población o (preferiblemente) mezcla de poblaciones geográficamente próximas dentro de un área relativamente homogénea ambientalmente (regiones de procedencia fijas o móviles)	No se prevé impacto relevante de cambio ambiental	General
Procedencia compuesta	Mezcla con contribución variable de poblaciones cercanas y a distancias intermedias, en función de su tasa de flujo de genes respecto del sitio de plantación (como aproximación simplificadora, suponer distancia geográfica inversamente proporcional a flujo de genes)	No se prevé impacto relevante de cambio ambiental o éste es moderado	Conservación *in situ* de especies o poblaciones En su variante práctica, para especies o procedencias con poblaciones muy fragmentadas Puede usarse de manera más general si se prevé impacto moderado de cambio ambiental y no se conoce gradiente
Procedencia ambientalmente homóloga	Población o mezcla de poblaciones de áreas alejadas pero ambientalmente similares al sitio de plantación (homologación ambiental entre regiones de procedencia u homologación entre el sitio de actuación y procedencias)	No se prevé impacto relevante de cambio ambiental Se conocen las variables ambientales que actúan como fuerzas selectivas hacia una adaptación convergente	Ampliación de la base genética de poblaciones o procedencias de área restringida con signos de deriva genética Generalizable si hay una limitación sistemática en la producción de materiales de una determinada región de procedencia local
Procedencia no local con comportamiento superior	Población con comportamiento superior comprobado (para rasgos de interés) en las condiciones ambientales del sitio de actuación	No se prevé impacto relevante de cambio ambiental	Plantaciones productivas o con objetivo mixto en sitios con alta productividad potencial para la especie

Altrenativa	Procedencia de los materiales	Previsión de impacto de cambio ambiental y otros condicionantes	Uso recomendado
Migraciones asistidas			
Procedencia ajustada	Población o mezcla de poblaciones actualmente en ambiente previsto para el sitio de plantación	Alto impacto del cambio ambiental Estimación precisa de las condiciones ambientales futuras	
Procedencia ajustada según clima	Mezcla de poblaciones en contribución variable según su proximidad ambiental actual al previsto para el sitio de actuación	Alto impacto del cambio ambiental Estimación imprecisa de las condiciones ambientales futuras	Sólo si se conoce la tendencia de cambio y las variables ambientales que actúan
Mezclas de procedencias	Mezclas de diferentes poblaciones en contribución equilibrada no excesivamente alejadas al sitio de actuación, preferiblemente hacia tendencia prevista de cambio ambiental	Alto impacto del cambio ambiental Estimación imprecisa de las condiciones ambientales futuras. e conoce la tendencia general	Opción conservadora ante cambios en variables ambientales no previstas
Procedencia según predicción	Procedencia con comportamiento superior comprobado (para rasgos de interés) en las condiciones ambientales previstas para el sitio de actuación	Alto impacto del cambio ambiental Estimación precisa de las condiciones ambientales futuras	Muy recomendable para plantaciones productivas o con objetivo mixto en sitios con alto potencial (presente y futuro) para la especie. Sólo si es capaz de adaptación a corto plazo
Mezclas de poblaciones	Mezcla de poblaciones dentro del ámbito de distribución de la especie	Alto impacto del cambio ambiental No se conocen las tendencias de cambio ambiental	Puntualmente, en introducciones fuera del ámbito ambiental de la especie. En su caso, limitar a especies de distribución continua en ambiente relativamente homogéneo o a especies de distribución escasa cuando se pretenda promover la diversidad genética de la repoblación

Procedencia o categoría

Las repoblaciones con un objetivo productivo deben establecerse con los materiales seleccionados o mejorados disponibles en el mercado, atendiendo a las especificaciones establecidas por los obtentores y los experimentadores en lo que respecta a sus recomendaciones de uso. En su defecto, se puede elegir la procedencia más prometedora en base a resultados de experiencias disponibles en situaciones ambientalmente similares al sitio en el que se pretende establecer la plantación. Como última alternativa, se puede utilizar métodos de homologación edafoclimática entre el sitio de plantación y potenciales poblaciones fuente de materiales.

Para las repoblaciones de carácter protector o para aquellas con un objetivo mixto en el ámbito de distribución de las especies, el uso de partidas de materiales de la procedencia local (en sentido amplio) sigue siendo la opción recomendada con carácter general. Se trata, por tanto, de que los materiales se hayan recolectado en poblaciones geográfica y ambientalmente próximas al sitio que se va a repoblar; por ejemplo en la misma región de procedencia o en una región de procedencia contigua, en función de la continuidad y el tamaño de las masas fuente de materiales y de la proximidad del sitio de actuación a los límites de dichas regiones (ver ejemplos en el cuadro de regiones de procedencia).

Las estrategias que resultan en una transferencia de materiales a grandes distancias, por ejemplo entre regiones de procedencia con clima similar pero situadas geográficamente muy alejadas, deben analizarse detenidamente y emplearse sólo si no se cuenta con material local con la suficiente diversidad genética o si ensayos genéticos evaluados durante un período prolongado indican la mejor adaptación de una procedencia no local.

Aun así, la aplicación de las opciones más restrictivas o exigentes en términos de diversidad genética de las partidas, (en concreto, el uso de la procedencia local en sentido estricto o de la opción de procedencia compuesta) y ciertas alternativas de migración asistida pueden ser necesarias para la conservación *in situ* o *ex situ* de determinadas especies o poblaciones (por ejemplo, poblaciones ambientalmente marginales o con signos de decaimiento). Estas acciones escapan a la actividad repobladora rutinaria, ya que para definir su oportunidad y diseño se debe contar con información genética y demográfica previa (Hoffmann *et al*. 2020), por lo que se recomienda la participación conjunta de gestores, repobladores y científicos a la hora de abordarlas.

Se debe desterrar la práctica de salir al mercado a última hora a buscar “lo que sea”, ya que esto deriva en poner “lo que haya”. Por ello, debe asegurarse que se dispondrá de los materiales de reproducción con las características requeridas y en las cantidades necesarias en el momento oportuno. La mejor opción es solicitar, con tiempo, recolecciones y producciones “a la carta”.

Otra opción que facilita la disposición de los materiales de las especies y procedencias requeridas es diseñar proyectos de repoblación plurianuales que flexibilicen los períodos de siembra o plantación. Esta alternativa es particularmente recomendable si se va a utilizar especies veceras para las que no siempre se puede garantizar la producción de la procedencia adecuada en el momento necesario; por ejemplo, de especies con semillas recalcitrantes, como las del género *Quercus*.

Asimismo, es recomendable no contemplar actuaciones con un gran número de especies que derive en la imposibilidad de encontrar materiales de las procedencias elegidas. Sin embargo, sí deben ofrecerse alternativas de sustitución de unas por otras que cumplan la misma función, en previsión de falta de disponibilidad de lotes de las procedencias adecuadas. Como se ha puesto de relieve en la introducción de este capítulo, la calidad del proyecto no se vería mermada por incluir un número reducido de especies, pero sí por la baja calidad genética de los materiales utilizados, aunque esta calidad no sea evaluable visualmente o a corto plazo.

Diversidad genética

Se debe utilizar partidas de materiales con una amplia diversidad genética para preservar las opciones de evolución, especialmente ante la incertidumbre de las condiciones climáticas futuras.

Cuando el repoblador se provea de materiales de fuentes externas, tendrá siempre la alternativa de utilizar más de un lote de materiales para cada una de las especies que se van a utilizar, pero procurando no comprometer posibles adaptaciones locales.

En caso de que el repoblador tenga el control de la fase de producción de los materiales, debe procurar que éstos se recolecten de tal manera que en el lote estén representadas varias poblaciones y un número reducido de semillas o de partes de plantas por cada pie madre y en una contribución equilibrada, y evitar en lo posible selecciones fenotípicas en su producción.

Una opción para incrementar la diversidad genética de las repoblaciones, en combinación con el uso de lotes con una amplia base genética, consiste en aumentar la densidad de plantación.

En el caso de las repoblaciones con un objetivo productivo, deberían ser las Administraciones forestales las que promovieran la diversidad genética a escala regional, especialmente en lo que respecta a la selvicultura clonal.

Por su parte y para las especies reguladas, las Administraciones autonómicas competentes en el control de la calidad de los materiales forestales de reproducción deben efectuar esfuerzos para promover la diversidad genética de las partidas que certifican, poniendo a disposición del recolector un amplio número de materiales de base, evitando que se recolecten de manera sistemática de las mismas poblaciones, así como controlar adecuadamente las recolecciones en el campo.

Control, registro y evaluación

Como se indica en los capítulos 16 y 25, si se van a utilizar plantas en la repoblación, se debe hacer un seguimiento de su cultivo en vivero y, cualquiera que sea la naturaleza de los materiales, efectuar el control de las partidas que llegan al sitio de actuación y de la documentación que debe acompañarlas, incluido el pasaporte fitosanitario.

Además, resulta esencial conservar la información o documentación relativa a las fuentes de los materiales forestales de reproducción utilizados en las repoblaciones. Como señalan Hufford y Mazer (2003), las transferencias de materiales que se efectúan en las repoblaciones forestales representan “experimentos en marcha”, por lo que es

imprescindible su seguimiento y evaluación. Esta información es básica para estimar la idoneidad o la inadecuación de las decisiones tomadas en el uso de determinadas procedencias o en la aplicación de estrategias de transferencia y, así, orientar la elección de los materiales forestales de reproducción de actuaciones futuras.

Por otra parte, recoger esta información permitiría distinguir las poblaciones implantadas como consecuencia de la acción humana, de aquéllas procedentes de la dinámica natural de las especies. En este sentido, este registro resultaría una herramienta muy necesaria para la comunidad científica dedicada al estudio en los campos de la ecología y la genética.

Esta información puede no ser de utilidad si no se mantiene en un formato de fácil acceso. Por ello, debe registrarse en una base de datos electrónica y en un formato abierto, preferiblemente gestionada por una Administración pública para garantizar, así, la homogeneidad de los datos incluidos, la continuidad temporal del registro y su accesibilidad a cualquier persona interesada.

Agradecimientos

José Vicente Andrés Ros; Sonia Martín y Aimar Gaminde; Cruz Anegón Esteban (MITECO); Silvia Aguilar Fernández (TRAGSA); Neus Aletà (IRTA); Creu Bellera (G. Cataluña); los agentes medioambientales de la comarca de La Bañeza —Carlos Abajo, Sergio Ballesteros, Marino Cadierno, Felipe Díez, Eugenio Fernández, Rafael García, Arsenio Morán, Juan M. Prieto y Antonio Ramos—, Jaime Antón-Pacheco, José Luis García Caballero, Javier García González, Álvaro López Carrasco y Javier Tranque Pascual (JCyL); Raúl Lanzo Palacios (ICMC-CICYTEX); Andrés Martínez (VAERSA); Pedro Lázaro (Acciona); Ester Marco Noales (IVIA); Javier Hermoso de Mena y Eduardo Pérez Laorga (G. Valenciana); Rafael María Navarro Cerrillo (UCO) y Rafael Serrada han permitido disponer de numerosas fotografías para ilustrar los temas que se tratan en este capítulo; algunas de estas imágenes se han incluido en la versión final. Ha sido posible incluir información sobre ciertas características y la cartografía de los materiales de base gracias a los datos facilitados por Soledad Astiaso Valcarcel (Grupo TRAGSA) y David León Carbonero y Felipe Pérez Martín (MITECO). Eduardo Pérez Laorga (G. Valenciana), Andrés Martínez, Manuel Sabater y Hugo Mas (VAERSA) han proporcionado información sobre el impacto de la sequía en los montes valencianos recogida en este documento. La reproducción de ciertos elementos gráficos ya publicados en artículos de revistas es fruto de la generosidad de Verónica Codesido, Álvaro Henríquez de Salamanca, Ana I. de Lucas Herguedas, Luis Santos del Blanco, Muriel Thomasset y Juan Fernández-Manjarrés, así como de sus coautores y, en su caso, editores. Los coeditores de esta obra han efectuado revisiones críticas del texto, que han permitido mejorarlo sensiblemente en forma y fondo. A todos, muchísimas gracias.

BIBLIOGRAFÍA

Adams WT, Hipkins VD, Burczyk J, Randall WK (1997) Pollen contamination trends in a maturing Douglas-fir seed orchard. Can J For Res 27:131–134

Agúndez D, Martín S, de Miguel J, Galera R, Jiménez P (1995) Las regiones de procedencia de Fagus sylvatica L. en España. ICONA, Madrid

Aitken SN, Bemmels JB (2016). Time to get moving: assisted gene flow of forest trees. Evol Appl 9:271–290

Aitken SN, Yeaman S, Holliday JA, Wang T, Curtis-McLane S (2008) Adaptation, migration or extirpation: climatic changes outcomes for tree populations. Evol Appl 1:95–111

Aitken SN, Whitlock MC (2013) Assisted gene flow to facilitate local adaptation to climate change. Annu Rev Ecol Evol Syst 44:367–388

Alberto F, Bouffier L, Louvet JM, Lamy JB, Delzon S, Kremer A (2011) Adaptive responses for seed and leaf phenology in natural populations of sessile oak along an altitudinal gradient. J Evol Biol 24(7):1442–1454

Alberto FJ, Aitken SN, Alía R, González-Martínez SC, Hänninen H, Kremer A, Lefèvre F, Lenormand T, Yeaman S, Whetten R, Savolainen O (2013) Potential for evolutionary responses to climate change - evidence from tree populations. Glob Chang Biol 19(6):1645–1661

Alfaro RI, Fady B, Vendramin GG, Dawson IK, Fleming RA, Sáenz-Romero, C, Lindig-Cisneros RA, Murdock T, Vinceti B, Navarro CM, Skrøppa T, Baldinelli G, El-Kassaby YA, Loo J (2014) The role of forest genetic resources in responding to biotic and abiotic factors in the context of anthropogenic climate change. For Ecol Manage 333(1):76–87

Alía R, Majada J (2013) Phenotyping for the future and the future of phenotyping. En: Lee S, Woolliams J (eds) Novel tree breeding. INIA, Madrid, pp 53–62

Alía R, Martín S, de Miguel J, Galera R, Agúndez D, Gordo J, Salvador L, Catalán G, Gil L (1996) Las regiones de procedencia de Pinus pinaster Aiton. OAPN, Madrid

Alía R, Moro J, Denis JB (1997) Perfomance of Pinus pinaster provenances in Spain: interpretation of the genotype by environment interaction. Can J For Res 27:1548–1559

Alía R, Moro Serrano J, Denis JB (2001) Ensayos de procedencias de Pinus pinaster Ait. en el centro de España: resultados a la edad de 32 años. Invest Agr: Sist Recur For 10(2):333–354

Alía R, Alba N, Chambel MR, Barba D, Iglesias S (2009a) Genetic quality of forest reproductive materials in land restoration programmes. En: Vallejo VR, Bautista S, Aaronson J (eds) Innovative approaches in forest restoration. CEAM, Valencia, pp 89-103

Alía R, Garcia del Barrio JM, Iglesias S (2009b) Regiones de procedencia de especies forestales de España. OAPN, Madrid

Alía R, Climent J, Chambel R, Notivol E, León D, Pérez F (2021) ¿Qué hemos aprendido sobre la elección de los materiales de reproducción? Montes 143:28-32

Allendorf F, Hohenlohe P, Luikart G (2010a) Genomics and the future of conservation genetics. Nat Rev Genet 11:697–709

Allendorf FW, Leary RF, Spruell P, Wenburg JK (2001b) The problems with hybrids: setting conservation guidelines. Trends Ecol Evol 16(11):613-622

Allué Andrade JL (1990) Atlas fitoclimático de España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, INIA, Madrid

Alonso-Blanco C, Mark GM, Aarts MGM, Bentsink L, Keurentjes JJB, Reymond M, Vreugdenhil D, Koornneef M (2009) What has natural variation taught us about plant development, physiology, and adaptation? Plant Cell 21(7):1877–1896

Alonso Ponce R, Gómez Sanz V, Serrada Hierro R, López Senespleda E, Ruiz-Peinado R, Montero González G (2021) ModERFoRest. Manual de usuario v.1.2.0

Andrés Ros JV, Fabregat C, López Udías S, Aparicio JM, Prada A, Martínez Llistó J, García Martí X, Serena V, López Martos J, Herreros R, Marzo A, Cerdán V, Bayarri X, Bosch F, Gómez Talens J, Zreik C (2007) Censos y caracterizaciones de tejedas de la Comunidad Valenciana. En: Luis Serra (ed) El tejo en el Mediterráneo occidental. Jornadas Internacionales dobre el tejo y las tejeras en el Mediterráneo occidental. Generalitat Valenciana, Valencia

Arnold ML (1992) Natural hybridization as an evolutionary process. Annu Rev Ecol Systemat 23:237–261

Barton N (2001) Adaptation at the edge of a species' range. En: Silvertown J, Antonovics J (eds) Integrating genetics and ecology in a spatial context. London, Blackwell, pp 365–392

Benito Matías LF, Villar Salvador P, García Viñas JI, Gastón González A, Prada Sáez MA (2012) Juniperus communis L. En: Pemán J, Navarro-Cerrillo RM, Nicolás JL, Prada A, Serrada R (eds.) Producción y manejo de semillas y plantas forestales Tomo I. Organismo Autónomo de Parques Naturales-MAPA, Madrid, pp 632–646

Benito-Garzón M, Alía R, Robson TM, Zavala MA (2011) Intra-specific variability and plasticity influence potential tree species distributions under climate change. Glob Ecol Biogeogr 20:766–778

Benito-Garzón M, Ha-Duong M, Frascaria-Lacoste N, Fernández-Manjarrés J (2013) Habitat restoration and climate change: dealing with climate variability, incomplete data, and management decisions with tree translocations. Restor Ecol 21: 530–536

Benkman CW, Parchman TL, Favis A, Siepielski AM (2003) Reciprocal selection causes a coevolutionary arms race between crossbills and lodgepole pine. Am Nat 162(2):182–194

Besnard G, Terral JF, Cornille A (2018) On the origins and domestication of the olive: a review and perspectives. Annals of Botany 121(3):385–403

Bilir N, Kang K-S, Zang D, Lindgren D (2004) Fertility variation and status number between a base population and a seed orchard of Pinus brutia. Silvae Genet 53(4):161–163

Bilir N, Prescher F, Lindgren D, Kroon J (2008) Variation in cone and seed characters in clonal seed orchards of Pinus sylvestris, New For 36:187-199

Bischoff A, Vonlanthen B, Steinger T, Müller-Schärer H (2006) Seed provenance matters — Effects on germination of four plant species used for ecological Restoration. Basic Appl Ecol 7(4):347–359

Bishir J, Roberds J (1995) Analysis of failure time in clonally propagated plant populations. Math Biosci 125:109–125

Bolos O, Vigo J (1996) Flora dels Països Catalans 3:105

Bonneau M, Gelpe J, Le Tacon F (1969) A propos du dépérissement du pin portugais dans Les Landes. Rev For Fr 5:343–350

Bonner FT (1987) Importance of seed size in germination and seedling growth. En: Kamra SK, Ayling RD (eds) Proceedings of the International Symposium on Forest Seed Porblems in Africa. Harare, Zimbabwe, pp 53–61

Boonekamp PM (2012) Are plant diseases too much ignored in the climate change debate? Eur J Plant Pathol 133:291–294

Booy G, Hendriks RJJ, Smulders MJM, Van Groenendael JM, Vosman B (2000) Genetic diversity and the survival of populations. Plant Biol 2(4):379–395

Breed MF, Stead MG, Ottewell KM, Gardner MG, Lowe AJ (2013) Which provenance and where? Seed sourcing strategies for revegetation in a changing environment. Conserv Genet 14:1–10

Breed MF, Harrison PA, Bischoff A, Durruty P, Gellie NJC, Gonzales EK, Havens K, Karmann M, Kilkenny FF, Krauss SL, Lowe AJ, Marques P, Nevill PG, Vitt PL, Bucharova A (2018) Priority actions to improve provenance decision-making. BioScience 68(7):510-516

Broadhurst L, Boshier D (2014) Seed provenance for restoration and management: conserving evolutionary potential and utility. En: Bozzano M, Jalonen R, Thomas E, Boshier D, Gallo L, Cavers S, Bordács S, Smith P, Loo J. Genetic considerations in ecosystem Restoration using native tree species. FAO – Bioversity International, Roma, pp 27–37

Broadhurst LM, Lowe A, Coates DJ, Cunningham SA, McDonald M, Vesk PA, Yates C (2008) Seed supply for broadscale restoration: maximizing evolutionary potential. Evol Appl 1:587–597

Broadmeadow MSJ, Ray D, Samuel CJA (2005) Climate change and the future for broadleaved tree species in Britain. Forestry 78(2):145–161

Brown AHD, Hardner CM (2000) Sampling the gene pools of forest tres for ex situ conservation. En: Young A, Boyle TJB, Boshier D (eds) Forest conservation genetics: Principles and practice. CABI Publishing, Wallingford, UK

Brown AHD, Marshall DR (1995) A basic sampling strategy: theory and practice. En: Guarino L, Ramanatha RV, Reid R (eds) Collecting plant genetic diversity: technical guidelines. CABI Publishing, Wallingford, pp75–91

Brunet J, Zalapa JE, Pecori F, Santini A (2013) Hybridization and introgression between the exotic Siberian elm, Ulmus pumila, and the native Field elm, U. minor, in Italy. Biol Invasions 15:2717–2730

Bucharova A, Bossdorf O, Hölzel N, Kollmann J, Prasse R, Durka W (2019) Mix and match: Regional admixture provenancing strikes a balance among different seed-sourcing strategies for ecological restoration. Conserv Genet 20:7–17

Bucharova A, Lampei C, Conrady M, May E, Matheja J, Meyer M, Ott D (2021) Plant provenance affects pollinator network: implications for ecological restoration. J Appl Ecol (accepted author manuscript)

Buck JM, Adams RS, Cone J, Conkle MT, Libby WJ, Eden CJ, Knight MJ (1970) Californian tree seed zones. US Forest Service, San Francisco

Burdon RD, Aimers-Halliday J (2006) Managing risk in clonal forestry. CAB reviews: perspectives inAgriculture, Veterinary Science. Nutr Nat Resour 1,35

Burgarella C, Navascués M, Fici S, Lora González A (2001) Estudio de la variabilidad genética de repoblaciones de Quercus ilex L. subsp. Ballota (Desf.) Samp. In Bol en Andalucía. En: SECF (ed) 3 Congreso Forestal Español, Granada

Burgarella C, Navascues M, Soto Á, Lora Á, Fici S, Soto A, Lora A, Fici S (2007) Narrow genetic base in forest restoration with holm oak (Quercus ilex L.) in Sicily. Ann For Sci 64:757–763

Byram TD, Lowe WJ, McGriff JA (1986) Clonal and annual variation in cone production in loblolly pine seed orchards. For Sci 32(4):1067–1073

Caignard T, Delzon S, Bodénès C, Dencausse B, Kremer A (2019) Heritability and genetic architecture of reproduction-related traits in a temperate oak species. Tree Genet Genomes 15,1

Campbell RK, Sorensen FC (1984) Genetic implications of nursery practices. En: Duryea ML, Landis TD (eds) Forest nursery manual: production of bareroot seedlings. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, The Hague/Boston/Lancaster, pp 183–191

Carnus JM, Parrotta J, Brockerhoff E, Arbez M, Jactel H, Kremer A, Lamb D, O'Hara K, Walters B (2006) Planted forests and biodiversity. J For 104:65–77

Castejón Ayuso MA, Sánchez Serrano F, Elena Rosselló R (1998) SIGREFOR. Sistema de información geográfica para la reforestación. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid

Catalán G, Gil P, Galera R, Martín S, Agúndez D, Alía R (1991) Las regiones de procedencia de Pinus sylvestris L. y Pinus nigra Arn. subsp. Salzmanii (Dunal) Franco en España. ICONA, Madrid

Caujapé-Castells J (2006) Brújula para botánicos despistados en la genética de poblaciones. EXEGEN Ediciones, Las Palmas de Gran Canaria

Ceballos L (1966) Mapa forestal de España: escala 1:400000. Ministerio de Agricultura, Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial, Madrid

Chaisurisri K, El-Kassaby YA (1993) Estimation of clonal contribution to cone and seed crops in a Sitka spruce seed orchard. Annales des sciences forestières, INRA/EDP Sciences 50(5):461–467

Chaisurisri K, El-Kassaby YA (1994) Genetic diversity in a seed production population vs. natural populations of Sitka Spruce. Biodivers Conserv 3(6):512–523

Chaisurisri K, Edwards DGW, El-Kassaby YA (1992) Genetic control of seed size and germination in Sitka spruce. Silvae Genet 41:348–355

Chambel MR, Climent J, Alía R (2007) Divergence among species and populations of Mediterranean pines in biomass allocation of seedlings grown under two watering regimes. Ann Forest Sci 64:87–97

Cheliak WM, Murray G, Pitel JA (1988) Genetic effects of phenotypic selection in white spruce. Forest Ecol Manag 24:139–149

Chmura DJ, Anderson PD, Howe GT, Harrington CA, Halofsky JE, Peterson DL, Shaw DC, St Clair JB (2011) Forest responses to climate change in the northwestern United States: ecophysiological foundations for adaptive management. For Ecol Manage 261(7):1121–1142

Climent J, Gil L, de Tuero M (1996) Regiones de procedencia de Pinus canariensis Chr. Sm. ex DC. ICONA, Madrid

Codesido V, Fernández-López J (2013) Juvenile radiata pine clonal seed orchard management in Galicia (NW Spain). European Journal of Forest Research 133:177–190

Cogolludo-Agustin MA, Agundez D, Gil L (2000) Identification of native and hybrid elms in Spain using isozyme gene markers. Heredity 85:157–166

Commander LE, Coates D, Broadhurst L, Offord CA, Makinson RO, Matthes M (2018) Guidelines for the translocation of threatened plants in Australia. Third Edition. Australian Network for Plant Conservation, Canberra

Conedera M, Krebs P, Tinner W, Pradella M, Torriani D (2004) The cultivation og Castanea sativa (Mill.) in Europe, from its originto its diffusion on a continental scale. Veg Hist Archaeobot 13:161–179

Conservation Commission of Western Australia (2013) Forest management plan 2014–2023. State of Western Australia, Kensington WA

Davidson I, Simkanin C (2008) Skeptical of assisted colonization. Science 322(5904):1048–1049

Davis MB, Shaw RG (2001) Range shifts and adaptive responses to quaternary climate change. Science 292:673–679

Dawson TP, Jackson ST, House JI, Prentice IC, Mace GM (2011) Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. Science 332:53–58

de Lucas AI, Santana JC, Recio P, Hidalgo E (2008) SSR-based tool for identification and certification of comercial Populus clones in Spain. Ann For Sci 65:107

Des Roches S, Post DM, Turley NE, Bailey JK, Hendry AP, Kinnison MT, Schweitzer JA, Palkovacs EP (2018) The ecological importance of intraspecific variation. Nat Ecol Evol 2:57–64

Díaz R, Merlo E. (2008) Genetic variation in reproductive traits in a clonal seed orchard of Prunus avium in northern Spain. Silvae Genet 57(3):110–118

Díaz-Fernández P, Jiménez P, Martín S, de Tuero M, Gil L (1995a) Regiones de procedencia de Quercus robur L., Quercus petraea (Matt.) Liebl y Quercus humilis Miller. ICONA, Madrid

Díaz-Fernández P, Jiménez P, Catalán G, Martín S, Gil L (1995b) Regiones de procedencia de Quercus suber L. ICONA, Madrid

Donohue K, Rubio de Casas R, Burghardt L, Kovach K, Willis CG (2010) Germination, postgermination adaptation, and species ecological ranges. Annu Rev Ecol Evol Syst 41(1):293–319

Dungey HS, Brawner JT, Burger F, Carson M, Henson M, Jefferson P, Matheson AC (2009) A new breeding strategy for Pinus radiata in New Zealand and New South Wales. Silvae Genet 58(1):28–38

Edmands S (2007) Between a rock and a hard place: Evaluating the relative risks of inbreeding and outbreeding for conservation and management. Mol Ecol 16:463–475

El-Kassaby YA, Cook C (1994) Female reproductive energy and reproductive success in a Douglas-fir seed orchard and its impact on genetic diversity. Silvae Genet 43:243–246

El-Kassaby YA, Ritland K (1996) Impact of selection and breeding on the genetic diversity in Douglas-fir. Biodivers Conserv 5:795–813

EI-Kassaby YA, Thomson AJ (1996) Parental rank changes associated with seed biology and nursery practices in Douglas-Fir. For Sci 42(2):228–235

El-Kassaby YA, Fashler AMK, Crown M (1989) Genetic variation in fruitfulness in a Douglas-fir clonal/seedling seed orchard and its effect on crop management decisions. Silvae Genet 38(3/4):113–121

Elena Rosselló R (dir) (1997) Clasificación biogeoclimática de España peninsular y balear. MAPA, Madrid

Ellstrand NC, Elam DR (1993) Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation. Annu Rev Ecol Systemat 24:217–242

Enriquez de Salamanca A (2020) La expansión de Ailanthus altissima (Mill.) Swingle en la Comunidad de Madrid. Flora Montibérica 76:4–14

Evans J (2009a) The history of tree planting and plantedforests. En: Evans J (ed) Planted forests. Uses, impacts and sustainability. FAO/CABI, Roma/Oxfordshire, pp 5–22

Evans J (2009b) The multiple roles of planted forests. En: Evans J (ed) Planted forests. Uses, impacts and sustainability. FAO/CABI, Roma/Oxfordshire, pp 61–90

Fady B, Cottrell J, Ackzell L, Alía R, Muys B, Prada A, González-Martínez SC (2016) Forests and global change: what can genetics contribute to the major forest management and policy challenges of the twenty-first century? Reg Environ Change 16: 927–939

Farjat A, Reich BJ, Guinness J, Whetten Ross, McKeand S, Isik F (2017) Optimal seed deployment under climate change using spatial models: application to Loblolly Pine in the Southeastern US. J Am Stat Assoc 112:519, 909–920

Fazey I, Fischer J (2009) Assisted colonization is a techno-fix. Trends Ecol Evol 24(9):475; author reply 476–477

Fernández Yuste JA (2018) Riberas y choperas: del conflicto a la oportunidad. II Simposio del chopo. Libro de Actas. SOMACYL, Valladolid, pp 145–156

Fernández-Manjarrés JF, Benito-Garzón M (2015) El debate de la migración asistida en los bosques de Europa Occidental. En: Herrero A, Zavala M (eds) Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: impactos, vulnerabilidad y adaptación en España. Informe de evaluación. MAGRAMA, Madrid, pp 463–468

Finkeldey R, Ziehe M (2004) Genetic implications of silvicultural regimes. Forest Ecol Manag 197: 231–244

Forest Europe (1993) Resolución 1 – Directrices generales para una gestión sostenible de los bosques en Europa. Segunda conferencia ministerial sobre protección de los bosques en Europa, Helsinki

Forest Europe (2003) Resolución 4 – Conservación y mejora de la diversidad biológica en Europa. Cuarta conferencia ministerial sobre protección de los bosques en Europa, Viena

Forest Europe (2020) State of Europe's forests 2020. Bratislava

Forestry Commission (2010) Managing ancient and native woodland in England. Forestry Commission England Practice Guide. Forestry Commission, Bristol

Foster GS (1994) Varietal deployment strategies and genetic diversity: balancing, productivity and stability of forest stands. En: Lavereau J (ed) Proceedings 24th Canadian Tree Improvement Association. Part 2, Fredericton. Natural Roesources Canada, Chalk River, Ontario, pp 65–81

Frank A, Howe GT, Sperisen C, Brang P, Clair JBS, Schmatz DR, Heiri C (2017) Risk of genetic maladaptation due to climate change in three major European tree species. Glob Chang Biol 23(12):5358–5371

Frison G (2015) Storia della pioppicoltura: da Jacometti a Piccarolo. http://www.giuseppefrison.it

Funda T (2012) Population genetics of conifer seed orchards. PhD Thesis. University of British Columbia, Vancover

Funda T, Liewlaksaneeyanawin C, Fundova I, Lai BSK, Walsh C, Van Niejenhuis A, Cook C, Graham H, Woods J, El-Kassaby YA (2011) Congruence between parental reproductive investment and success determined by DNA-based pedigree reconstruction in conifer seed orchards. Can J For Res 41:380–389

Gandullo JM, Sánchez Palomares O (1994) Estaciones ecológicas de los pinares españoles. ICONA, Madrid

García del Barrio JM, Miguel J, Alía R, Iglesias S (2001) Regiones de identificación y utilización de material forestal de reproducción. OAPN, Madrid

García del Barrio J, Iglesias S, Alía R (2004) Regiones de identificación y utilización del material forestal de reproducción. Regiones de procedencia en España realizadas por el Método Divisivo. Adenda. OAPN, Madrid

Generalitat Valenciana (2014) Informe sobre las incidencias fitosanitarias ocasionadas por insectos perforadores como consecuencia de la sequía en la Comunitat Valenciana. Año 2014. Servicio de Ordenación y Gestión Forestal, Generalitat, Valencia (documento inédito)

Gil L, Días P, Jiménez P, Roldán M, Alía R, Agúndez D, de Miguel J, Martín S, de Tuero M (1996) Las regiones de procedencia de Pinus halepensis Mill. en España. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid

Godefroid S, Piazza C, Rossi G, Buord S, Stevens AD, Aguraiuja R, Cowell C, Weekley CW, Vogg G, Iriondo J, Johnson I, Dixon B, Gordon D, Magnanon S, Valentin B, Bjureke K, Koopman R, Vicens M, Virevaire M, Vanderborght T (2011) How successful are plant species reintroductions? Biol Cons 144:672–682

Godt MJW, Hamrick JL, Burke MA, Williams JH (2001) Comparisons of genetic diversity in white spruce (Picea glauca) and jack pine (Pinus banksiana) seed orchards with natural populations. Can J For Res 31:943–949

Gomulkiewicz R, Drown DM, Dybdahl MF, Godsoe W, Nuismer SL, Pepin KM, Ridenhour BJ, Smith CI, Yoder JB (2007) Dos and don'ts of testing the geographic mosaic theory of coevolution. Heredity 98:249–258

González-Martínez SC, Dubreuil M, Riba M, Vendramin GG, Sebastiani F, Mayol M (2010) Spatial genetic structure of Taxus baccata L. in the western Mediterranean Basin: Past and present limits to gene movement over a broad geographic scale. Molecular Phylogenetics and Evolution 55(3):805–815

González-Rodríguez V, Villar R, Navarro-Cerrillo RM (2011) Maternal influences on seed mass effect and initial seedling growth in four Quercus species. Acta Oecologica 37:1–9

Griffin AR (2014) Clones or improved seedlings of Eucalyptus? Not a simple choice. Int For Rev 16(2):216–224

Grossnickle SC, Folk RS (2007) Field performance potential of a somatic interior spruce seedlot. New For 34:51–72

Hall D, Zhao W, Wennström U, Andersson Gull B, Wang XR (2020) Parentage and relatedness reconstruction in Pinus sylvestris using genotyping-by-sequencing. Heredity 124:633–646

Hällfors MH, Vaara EM, Hyvärinem M, Oksanen M, Schulman LE, Siipi H, Lehvävirta S (2014) Coming to terms with the concept of moving species threatened by climate change–a systematic review of the terminology and definitions. PloS One 9, e102979

Hamilton JA, Miller JM (2015) Adaptive introgression as a resource for management and genetic conservation in a changing climate. Conserv Biol 30(1):33–41

Handler S, Pike C, St. Clair B (2018) Assisted Migration. USDA Forest Service Climate Change Resource Center. https://www.fs.usda.gov/ccrc/topics/assisted-migration

Hansen OK, Kjaer ED (2006). Paternity analysis with microsatellites in a Danish Abies nordmanniana clonal seed orchard reveals dysfunctions. Can J For Res 36(4):1054–1058

Harju A (1995) Genetic functioning of Scots Pine seed orchards. Ph.D Thesis, University of Oulu, Acta Universitatis Ouluensis 271, Finland

Hartl DL, Clark AG (1988) Principles of population genetics. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts

Hedrick PW (2000) Genetics of populations (2da. edición). Jones and Bartlett, Sudbury, Massachusetts

Hemery G (2016) Use and transfer of forest reproductive material in England in the context of climate change. Forestry Horizons Occasional Paper No.1

Herbert R, Samuel S, Patterson G (1999) Using local stocks for planting native trees and shrubs. Forestry Commission, Edinburgh

Hernández-Serrano A, Verdú M, Santos-del-Blanco L, Climent J, González-Martínez SC, Pausas JG (2014) Heritability and quantitative genetic divergence of serotiny, a fire-persistence plant trait. Ann Bot 114:571–577

Herrero Sierra N, Nicolás Peragón JL (2013) Anexo III. Datos característicos de lotes de semillas. En: Pemán J, Navarro-Cerrillo RM, Nicolás JL, Prada A, Serrada R (eds.) Producción y manejo de semillas y plantas forestales Tomo I. Organismo Autónomo de Parques Naturales-MAPA, Madrid, pp. 735–739

Herrero Sierra N, Villar-Salvador P (2012) Viburnum lantana L. Viburnum opulus L. Viburnum tinus L. En: Pemán J, Navarro-Cerrillo RM, Nicolás JL, Prada A, Serrada R (eds.) Producción y manejo de semillas y plantas forestales Tomo I. Organismo Autónomo de Parques Naturales-MAPA, Madrid, pp. 598–612

Heuertz M, Carnevale S, Fineschi S, Sebastiani F, Hausman JF, Paule L, Vendramin GG (2006) Chloroplast DNA phylogeography of European Ashes, Fraxinus sp. (Oleaceae): roles of hybridization and life history traits. Mol Ecol 15:2131–2140

Heybroek MM (1978) Primary considerations: multiplication and genetic diversity. Unasylva 30:27–33

Hoegh-Guldberg O, Hughes L, Mcintyre S, Lindenmayer DB, Parmesan C, Possingham HP, Thomas CD (2008) Assisted colonization and rapid climate change. Science 321:345–346

Hoff RJ (1987) Dormancy in Pinus monticola seed related to stratification time, seed coat and genetics. Can J For Res 17:294–298

Hoffmann AA, Miller AD, Weeks AR (2020) Genetic mixing for population management: From genetic rescue to provenancing. Evol Appl 14:634–652

Holmes B (2007) Assisted migration: helping nature to relocate. New Sci 196:46–49

Hubert J, Cottrell J (2007) The role of forest genetic resources in helping British forests respond to climate change. Forestry Commission Information Note. FCIN086

Hufford K, Mazer SJ (2003) Plant ecotypes: Genetic differentiation in the age of ecological restoration. Trends Ecol Evol 18:147–155

Hufford KM, Veneklaas EJ, Lambers H, Krauss SL (2016) Genetic delineation of local provenance defines seed collection zones along a climate gradient. AoB Plants 8, plv149

Hühn M (1986) Theoretical studies on the necessary number of components in mixtures. 3. Number of components and risk considerations. Theor Appl Genet 72:211–218

Iglesias Sauce S, Nicolás Peragón JL, Alía Miranda R, Peñuelas Rubira JL, Prada Sáez MA, San Juan Bericat A, Calvo Lázaro JM, Rueda Martín EJ, Mallofret Carrera E, Pérez Bohórquez V, Samaniego Gil B, Vallejo Sancho de Sopranis M, Martín Bernal E, Villanueva Ceberio I, Fernández Centeno G (2012) Criterios orientadores para el cumplimiento del RD 289/2003. Protocolo técnico a aplicar en lo relativo al material forestal de reproducción en la redacción y ejecución de proyectos de repoblación y restauración forestal. OAPN, Madrid

IPCC (2000) Emissions scenarios. Nakicenovic N, Swart R (eds) Cambridge University Press, Cambridge

Ipinza R (1990) Algunos aspectos relevantes sobre la taxonomía de los olmos ibéricos. En: Gil L (ed) Los olmos y la grafiosis en España. ICONA, Madrid

IUCN/SSC (2013) Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland

Ivetić V, Devetaković J, Nonić M, Stanković D, Šijačić-Nikolić M (2016) Genetic diversity and forest reproductive material - from seed source selection to planting. iForest 9:801–812

Jalonen R, Thomas E, Cavers S, Bozzano M, Boshier D, Bordács S, Gallo L, Smith P, Loo J (2014) Analysis of genetic considerations in Restoration methods. En: Bozzano M, Jalonen R, Thomas E, Boshier D, Gallo L, Cavers S, Bordács S, Smith P, Loo J (eds) Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. FAO, Rome, pp 245–273

Jansen S, Geburek T (2016) Historic translocations of European larch (Larix decidua Mill.) genetic resources across Europe – A review from the 17th until the mid-20th century. For Ecol Manage 379:114–123

Jansen S, Konrad H, Geburek T (2017) The extent of historic translocation of Norway spruce forest reproductive material in Europe. Annals of Forest Science 74, 56

JCLI (2002) Specifying seed sources for trees for large scale amenity and forestry planting. Recommendations for best prectice. Joint Council for Landscape Industries, London

Jiménez P, Díaz-Fernández P, Iglesias S, de Tuero M, Gil L (1996) Regiones de procedencia de Quercus ilex L. en España. ICONA, Madrid

Jiménez P, Díaz-Fernández PM, Martín S, Gil L (1998) Regiones de procedencia de Quercus pyrenaica W.; Quercus faginea Lam. y Quercus canariensis Willd. OAPN, Madrid

Johnson R, Lipow S (2002) Compatibility of breeding for increased wood production and longterm sustainability: the genetic variation of seed orchard seed and associated risks. En: Proceedings wood compatibility initiative workshop 18:169–179

Johnson R, Stritch L, Olwell P, Lambert S, Horning ME, Cronn R (2010) What are the best seed sources for ecosystem restoration on BLM and USFS lands? Native Plants Journal 11(2):117-131

Jones Ayes MJ, Sackville Hamilton NR (2001) The effect of provenance on the performance of Crataegus monogyna in edges. J Appl Ecol 38(5):952–962

Jonsson A, Ekberg J, Eriksson G (1976) Flowering in a seed orchard of Pinus sylvestris L. Stud For Suec 135:1–38

Kang KS, Bila AD, Harju AM, Lindgren D (2003) Estimation of fertility variation in forest tree populations. Forestry 76(3):329–344

Kang KS, Bryam AM, Lindgren D, Nikkanen T, Almqvist C, Suh GU (2001a) Variation in effective number of clones in seed orchards. New For 21:17–33

Kang KS, Lindgren D, Mullin TJ (2001b) Prediction of genetic gain and gene diversity in seed crops under alternative management strategies. Theor Appl Genet 103:1099–1107

Kang KS, Lindgren D, Mullin TJ, Choi WY, Han SU (2005) Genetic gain and diversity of orchard crops under alternative management options in a clonal seed orchard of Pinus thunbergii. Silvae Genet 54(3):93-96

Kavaliauskas D, Fussi B, Westergren M, Aravanopoulos F, Finzgar D, Baier R, Alizoti P, Bozic G, Avramidou E, Konnert M, Kraigher H (2018) The interplay between forest management practices, genetic monitoring and other long-term monitoring systems. Forests 9(3):133

Keller LF, Waller DM (2002) Inbreedingeffectsinwild populations. Trends Ecol Evol 17:230–241

Kjær ED (1996) Estimation of effective population number in a Picea abies (Karst.) seed orchard based on flowering assessment. Scan J For Res 11:111–121

Kjær ED, Wellendorf H (1998). Studies on the effect of unequal flowering on the effective population number in Danish seed orchard crops. Proceedings from the meeting of the Nordic Group for the Management of Genetic Resources of Trees. Forest tree improvement (26 edn). Magleås, Denmark, pp. 56–64

Knowles P (1985) Comparison of isozyme variation among natural stands and plantations: jack pine and black spruce. Can J For Res 15:902–908

Konnert M, Fady B, Gömöry D, A'Hara S (2015) Use and transfer of forest reproductive material en Europe in the context of climate change. EUFORGEN, Bioversity International, Rome

Koskela J, Vinceti B, Dvorak W, Bush D, Dawson IK, Loo J, Kjaer ED, Navarro C, Padolina C, Bordács S, Jamnadass R, Graudal L, Ramamonjisoa L (2014) Utilization and transfer of forest genetic resources: A global review. Forest Ecol Manag 333:22–34

Koski V (2000) A note on genetic diversity in natural populations and cultivated stands of Scots pine Pinus sylvestris L. Investigacion Agraria, Sistemas y Recursos Forestales (Fuera de Serie 1):89–95

Kremer A, Hipp AL (2020) Oaks: an evolutionary success story. New Phytol 226:987–1011

Kroon J, Wennström U, Prescher F, Lindgren D, Mullin TJ (2009) Estimation of clonal variation in seed cone production over time in a Scots pine (Pinus sylvestris L.) seed orchard. Silvae Genet 58(1/2):53–62

Larjavaara M (2008) A review on benefits and disadvantages of tree diversity. The Open Forest Science Journal 1:24–26

Larson G, Pipern DR, Allaby RG, Purugganan MD, Andersson L, Arroyo-Kalin M, Barton L, Climer Vigueira C,Denham T, Dobney K, Doust AN, Gepts P, Gilbert MTP, Gremillion KJ, Lucas L, Lukens L,Marshall FB, Olsen KM, Pires JC, Richerson PJ, Rubio de Casas R, Sanjur OI, Thomas MG, Fuller DQ (2014) Current perspectives and the future of domestication studies. Proc Natl Acad Sci USA 111(17):6139–6146

Lawler JJ, Olden JD (2011) Reframing the debate over assisted colonization. Front Ecol Environ 9:569–574

Le Tacon F, Bonneau M, Gelpe J, Boisseau T, Baradat Ph (1994) Le dépérissement du pin maritime dans Les Landes de Gascogne à la suite des introductions de graines d'origine ibérique et des grands froids des années 1962-1963 et 1985. Rev For Fr XLVI (5):474–484

Ledig FT (1992) Human impacts on genetic diversity in forest ecosystems. Oikos 63:87–108

Ledig FT, Kitzmiller JH (1992) Genetic strategies for reforestation in the face of global climate change. For Ecol Manage 50:153–169

Lefèvre F (2004) Human impacts on forest genetic resources in the 459 temperate zone: an updated review. Forest Ecol Manag 197:257–271

Lefèvre F, Barsoum N, Heinze B, Kajba D, Rotach P, de Vries SMG, Turok J (2001) EUFORGEN Technical Bulletin: In situ conservation of Populus nigra. IPGRI, Rome, Italy

Leimu R, Fischer M (2008) A meta-analysis of local adaptation in plants. PLoS ONE 3(12):e4010

Leimu R, Mutikainen P, Koricheva J, Fischer M (2006) How general are positive relationships between plant population size, fitness, genetic variation? J Ecol 94:942–952

Lenormand T (2002) Gene flow and the limits to natural selection. Trends Ecol Evol 17:183–189

Leroy T, Louvet JM, Lalanne C, Le Provost G, Labadie K, Aury JM, Delzon S, Plomion C, Kremer A (2020) Adaptive introgression as a driver of local adaptation to climate in European white oaks. New Phytol 226:1171–1182

Lester DT, Smalley EB (1972) Response of Ulmus pumila and U. pumila x rubra hybrids to inoculation with Ceratocystis ulmi. Phytopathology 62:848–852

Libby W (1982) What is a safe number of clones per plantation? En: Heybroek H, Stephan B, von Weissenberg K (eds) Resistance to disease and pests in Forest trees. Proceedings of the 3rd International Workshop on the Genetics of Host-Parasite Interactions in Forestry. Wageningen, pp 342–360

Libby WJ (1987) Testing and deployment of genetically engineered trees. En: Bonga JM, Durzan DJ (eds) Cell and tissue culture in forestry Vol 1. General principles and biotechnology. Martinus Nijhoff, Dordrecht, Netherlands, pp 167–197

Lindgren D (1993) The Population Biology of Clonal Deployment En: Ahuja MR, Libby WJ (eds) Clonal Forestry: Genetics, Biotechnology and Application. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp 34–49

Lindgren D, Mullin TJ (1998) Relatedness and status number in seed orchard crops. Can J For Res 28:276–283

Lindgren D, Prescher F (2005) Optimal clone number for seed orchards with tested clones. Silvae Genet 54:80–92

Liu H, Ren H, Liu Q, Wen XY, Maunder M, Gao JY (2015) Translocation of threatened plants as a conservation measure in China. Conserv Biol 29(6):1537–1551

Loo J, Souvannavong O, Dawson IK (2014) Seeng the trees as well as the Forest: The importance of managing forest genetic resources. For Ecol Manage 333:1–8

Loss SR, Terwilliger LA, Peterson AC (2011) Assisted colonization: Integrating conservation strategies in the face of climate change. Biol Conserv 144(1):92-100

Lowe A., Boshier D., Ward M, Bacles CFE, Navarro C (2005) Genetic resource impacts of habitat loss and degradation; reconciling empirical evidence and predicted theory for neotropical trees. Heredity 95:255–273

Lunt ID, Byrne M, Hellmann JJ, Mitchell NJ, Garnette ST, Hayward MW, Martin TG, McDonald-Maddden E, Williams SE, Zander KK (2013) Using assisted colonisation to conserve biodiversity and restore ecosystem function under climate change. Biol Conserv 157:172–177

Lyngdoh N, Gunaga RP, Joshi G, Vasudeva R, Ravikanth G, Shaanker RU (2012) Influence of geographic distance and genetic dissimilarity among clones on flowering synchrony in a Teak (Tectona grandis Linn. f) clonal seed orchard. Silvae Genet 61(1–2):10–18

Marañón T, Camarero JJ, Castro Gutiérrez J, Díaz Esteban M, Espelat JM, Hampe A, Jordano P, Valladares F, Verdú M, Zamora Rodríguez R (2004) Heterogeneidad ambiental y nicho de regeneración. En: Valladares F (ed) Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp 66–99

Mariette S, Balsemin E, Stoeckel S, Tavaud M, Le Bouler H, Santi F, Verger M (2007) Parental participation in progeny and effective population sizes in experimental seed orchards of wild cherry Prunus avium L. (Batsch). Ann For Sci 64:533–539

Mariotti B, Tani A (2013) Il materiale vivaistico per la realizzazione delle filari di vegetazione e dei boschi periurbani. En: Maetzke F, Nocentini S (eds). L'impianto, la gestione e la valorizzazione multifunzionale dei boschi periurbani: interventi forestali non produttivi per la valorizzazione dei boschi. Regiones Toscana, Firenze, pp 79-88

Martín S, Diáz-Fernández P, de Miguel J (1998) Regiones de procedencia de especies forestales españolas. Géneros Abies, Fagus, Pinus, y Quercus. OAPN, Madrid

Mas H, Uriol J, Pérez-Laorga E (2017) Climate change: study of damage in valencian forest areas by an episode of drought. PROFOUND COST Final Event. Robust projections of forests under climate change - data, methods and models. Potsdam Institute for Climate Impact Research, Potsdam

Mátyás C (1994) Modeling climate change effects with provenance test data. Tree Physiology 14:797–804

Mátyás C (1996) Climatic adaptation of trees: rediscovering provenance tests. Euphytica 92:45–54

Matziris D (1993) Variation in cone production in a clonal seed orchard of black pine. Silvae Genet 42(2-3):136-141

Matziris D (1998) Genetic variation in cone and seed characteristics in a clonal seed orchard of Aleppo Pine grown in Greece. Silvae Genet 47(1):37–41

Maxwell A, Vettraino AM, Eschen R, Andjic V (2013) International Plant Trade and Biosecurity. Horticulture: Plants People Places 3:1171–1195

McKay JK, Christian CE, Harrison S, Rice KJ (2005) How Local Is Local?''—A Review of Practical and Conceptual Issues in the Genetics of Restoration. Restor Ecol 13(3):432–440

McKeand SE, Mullin T, Byram T, White T (2003) Deployment of genetically improved loblolly and slash pines in the South. J Forest. 32–37

McKeand SE, Zobel BJ, Byram TD, Huber DA (2007) Southern Pine Tree Improvement – A Living Success Story. En: Byram TD, Rust ML (eds.) Proceedings of the 29th Southern Forest Tree Improvement. Conference Tree Improvement in North America: Past, Present, and Future, WFGA/ SFTIC Joint Meeting, Galveston, TX

McKenney DW, Mackey BG, Joyce D (1999) Seedwhere: a computer tool to support seed transfer and ecological restoration decisions. Environ Model Softw 14:589–595

McLaclhan JS, Hellmann JJ, Schwartz MW (2007) A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. Conserv Biol 21(2):297-302

Minteer BA, Collins JP (2010) Move it or lose it? The ecological ethics of relocating species under climate change. Ecol Appl 20:1801–1804

Mittempergher L, Santini A (2004) The history of elm breeding. Invest Agrar: Sist Recur For 13(1):161–177

Moore PD (2000) Seeds of doubt. Nature 38:683–685

Morgenstern EK (1996) Geographic variation in forest trees: genetic basis and application of knowledge in silviculture. UBC Press, Vancouver

Mortlock W (2000a) Guidelines 10. Seed collection ranges for revegetation. Australian Tree Seed Centre, FloraBank, Yarralumla

Mortlock W (2000b) Local seed for revegetation: Where will all that seed come from? Ecol Manag Restor 1:93–101

Muona O, Harju A (1989) Effective population sizes, genetic variability, and mating system in natural stands and seed orchards of Pinus sylvestris. Silvae Genet 38(5):221–228

Myking T, Rusanen M, Steffenrem A, Kjær ED, Jansson G (2016) Historic transfer of forest reproductive material in the Nordic region: drivers, scale and implications. Forestry 89(4):325–337

Namkoong G (1986) Genetics and the forests of the future. Unasylva 152:2–18

Nathan R, Klein E, Robledo Arnuncio JJ, Revilla E (2012) Dispersal kernels: review. En: Cobert J, Baguette M, Benton TG, Bullock JM (eds) Dispersal Ecology and Evolution. Oxford University Press, Oxford, pp 187–210

Navarro-Cerrillo RM, Plaza Arregui L, Sánchez Lancha A, Mallofret Carrera E, Arroyo Sauces A, Marchal Gallardo F, Lara Gómez MA (2012) Taxus baccata L. En: Pemán J, Navarro-Cerrillo RM, Nicolás JL, Prada A, Serrada R (eds.) Producción y manejo de semillas y plantas forestales Tomo I. Organismo Autónomo de Parques Naturales-MAPA, Madrid, pp 501–523

Nicodemus A, Varghese M, Nagarajan B, Lindgren D (2009) Annual fertility variation in clonal seed orchards of teak (Tectona grandis L.f.) and its impact on seed crop. Silvae Genet 58(1-2):85–93

Nicolás Peragón JL, Benito Matías LF, García González D (2012) Juniperus thurifera L. En: Pemán J, Navarro-Cerrillo RM, Nicolás JL, Prada A, Serrada R (eds.) Producción y manejo de semillas y plantas forestales Tomo I. Organismo Autónomo de Parques Naturales-MAPA, Madrid, pp 687–706

Nunes A, Oliveira G, Mexia T, Valdecantos A, Zucca C, Costantini EAC, Abraham EM, Kyriazopoulos AP, Salah A, Prasse R, Correia O, Milliken S, Kotzen B, Branquinho C (2016) Ecological restoration across the Mediterranean Basin as viewed by practitioners. Science of the Total Environment 566/567:722–732

O'Brien EK, Mazanec RA, Krauss SL (2007) Provenance variation of ecologically important traits of forest trees: implications for restoration. J Appl Ecol 44:583–593

O'Neill GA, Hamann A, Wang T (2008) Accounting for population variation improves estimates of the impact of climate change on species' growth and distribution. J Appl Ecol 45:1040–1049

O'Neill G, Wang T, Ukrainetz N, Charleson L, McAuley L, Yanchuk A, Zedel S (2017) A proposed climate-based seed transfer system for British Columbia. B.C. Tech. Rep. 099. Prov. B.C., Victoria

O'Neill GA, Stoehr M, Jaquish B (2014) Quantifying safe seed transfer distance and impacts of tree breeding on adaptation. For Ecol Manag 328(2014):122–130

OECD (2013) OECD Guidelines on the Production of Forest Reproductive Materials 2013. OECD, Paris

OECD (2019) OECD scheme for the certification of forest reproductive material moving in international trade. OECD Forest seed and plant scheme. OECD, París

Olmedo Cobo JA (2012) Bosques relictos de Pinus sylvestris L. en la Sierra de Baza (Provincia de Granada, España): análisis y cartografía del estado actual de la vegetación. Cuadernos Geográficos 50:37–61

Padró A (1992) Clones de chopo para el Valle Medio del Ebro. Gobierno de Aragón, Zaragoza

Parchman TL, Buerkle CA, Soria□Carrasco V, Benkman CW (2016) Genome divergence and diversification within a geographic mosaic of coevolution. Mol Ecol 25:5705–5718

Parciak W (2002) Environmental variation in seed number, size, and dispersal of a fleshy-fruited plant. Ecology 83(3):780–793

Parker WH (1992) Focal point seed zones: site-specific seed zone delineation using geographic information systems. Can J For Res 22:267–271

Parker WH, van Niejenhuis A (1996) Regression-based focal point seed zones for Picea mariana from northwestern Ontario. Can J Bot 74:1227–1235

Pedlar JH, McKenney DW, Aubin I, Beardmore T, Beaulieu J, Iverson L, O'Neill GA, Winder RS, Ste-Marie C (2012) Placing forestry in the assisted migration debate. BioScience 68:510–516

Penfield S (2017) Seed dormancy and germination. Curr Biol 27(17):874–878

Petit RJ, Hampe A (2006) Some Evolutionary Consequences of Being a Tree. Annu Rev Ecol Evol Syst 37(1):187–214

Pierangelo A (coord) (2017) Resources génériques forestières: conseils d'utilisation des metériels forestiers de reproduction. Direction Générale de la performance économique et environnementale des entrepises - Irstea, Paris

Plomion C, LeProvost G, Pot D, Vendramin G, Gerber S, Decroocq S, Brach J, Raffin A, Pastuszka P (2001) Pollen contamination in a maritime pine polycross seed orchard and certification of improved seeds using chloroplast microsatellites. Can J For Res 31(10):1816–1825

Pospíšková M, Šálková I (2006) Population structure and parentage analysis of black poplar along the Morava River. Can J Forest Res 36:1067–1076

Potter K, Hargrove W (2012) Determining suitable locations for seed transfer under climate change: a global quantitative model. New Forests 43:581–599

Potts BM, Barbour RC, Hingston AB, Vaillancourt RE (2003) Genetic pollution of native eucalypt gene pools – identifying the risks. Aust J Bot 51:1–25

Prada MA, Gordo J, de Miguel J, Mutke S, Catalán G, Iglesias S, Gil L (1997) Las regiones de procedencia de Pinus pinea L. en España. OAPN, Madrid

Prada MA, Cubero D, Rueda J, Magdaleno F, Pérez F, Martínez R, Bellera MC, Nicolás JL, Aparicio M, Tranque J, Herrero A, Martínez S, Martín E (2012) Guía técnica para la gestión de materiales forestales de reproducción en la revegetación de riberas. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid

Prada A, Hidalgo E, Tranque FJ, Bellera MC, Cubero D, Santos L, González Martínez S, Macaya D, Herreros R, Martín E, de Lucas AI (2013) La diversidad genética en el manejo de Populus spp.: lo esencial es invisible a los ojos. En: SECF (ed) 6 Congreso Forestal Español, Vitoria

Prober SM, Byrne M, McLean EH, Steane DA, Potts BM, Vaillancourt RE, Stock WD (2015) Climate-adjusted provenancing: A strategy for climate-resilient ecological restoration. Frontiers in Ecology and Evolution 3,65

Quero JL, Villar R, Marañón T, Zamora R, Poorter L (2007) Seed-mass effects in four Mediterranean Quercus species (Fagaceae) growing in contrasting light environments. Am J Bot 94:1795–1803

Rajora OP (1999) Genetic biodiversity impacts of silvicultural practices and phenotypic selection in white spruce. Theor Appl Genet 99:954–961

Ramírez-Valiente JA, Robledo-Arnuncio JJ (2015) Exotic gene flow affects fitness trait values but not levels of heritable trait variation in the southernmost population of Scots pine (Pinus sylvestris L. var. nevadensis). Biol Conserv 192:331–342

Ramírez-Valiente JA, Valladares F, Gil L, Aranda I (2009) Population differences in juvenile survival under increasing drought are mediated by seed size in cork oak (Quercus suber L.). Forest Ecol Manag 257:1676–1683

Ratnam W, Rajora PO, Finkeldey R, Aravanopoulos F, Bouvet JM, Vaillancourt RE, Kanashiro M, Fady B, Tomita M, Vinson C (2014) Genetic effects of forest management practices: global synthesis and perspectives. Forest Ecol Manag 333:52–65

Rehfeldt GE, Ying CC, Spittlehouse DL, Hamilton DA (1999) Genetic responses to climate in Pinus contorta: Niche breadth, climate change, and reforestation. Ecol Monogr 69:375–407

Rezende GDSP, Resende MD, Assis TF (2013) Eucalyptus breeding for clonal forestry. En: Fenning TM (ed) Challenges and opportunities for the world's forests in the 21st Century. Forestry Sciences 81

Ricciardi A, Simberloff D (2009) Assisted colonization is not a viable conservation strategy. Trends Ecol Evol 24:248–253

Richardson DM, Ricciardi A (2013) Misleading criticisms of invasion science: a field guide. Divers Distrib 19:1461–1467

Richardson DM, Hellmann JJ, McLachlan J, Sax DF, Schwartz MW, Gonzalez P, Brennan EJ, Camacho A, Root TL, Sala OE, Schneider SH, Ashe DM, Rappaport Clark J, Early R, Etterson JR, Fielder ED, Gill JL, Minteer BA, Polasky S, Safford HD, Thompson AR, Vellend M (2009) Multidimensional evaluation of managed relocation. Proc Natl Acad Sci USA 106(24):9721–9724

Risk C, McKenney DW, Pedlar J, Lu P (2021) A compilation of North American tree provenance trials and relevant historical climate data for seven species.Sci Data 8,29

Ritchie GA, Landis TD (2010) Assessing plant quality, En: Landis TD, Dumroese RK, Haase DL (eds). The container tree nursery manual. Volume 7, Seedling processing, storage, and outplanting. USDA Forest Service, Washington DC

Roberds JH, Namkoong G (1989) Population selection to maximize value in an Environmental gradient. Theor Appl Genet 77:128–134

Roberds JH, Namkoong G, Skrøppa T (1990) Genetic analysis of risk in clonal populations of forest trees. Theor Appl Genet 79(6):841–848

Robledo Arnuncio JJ, Navascués Melero M, González Martínez SC, Gil L (2009a) Introgresión genética en las poblaciones relictas de Pinus sylvestris L. var nevadensis del Parque Nacional de Sierra Nevada. En: Proyectos de investigación en parques nacionales: 2005-2008. Red de Parques Nacionales, Madrid, pp 97–105

Robledo Arnuncio JJ, Navascués Melero M, González Martínez SC, Gil L (2009b) Estimating gametic introgression rates in a risk assessment context: a case study with Scots pine relicts. Heredity 103:385–393

Rogers DL, Montalvo AM (2004) Genetically appropriate choices for plants materials to mantain biological diversity. University of California/Report of the USDA Forest Service, Rocky Mountain Region, Colorado

Rogers HS, Beckman NG, Hartig F, Johnson JS, Pufal G, Shea K, Zurell D, Bullock JM, Cantrell RS, Loiselle B, Pejchar L, Razafindratsima OH, Sandor ME, Schupp EW, Strickland WC, Zambrano J (2019) The total dispersal kernel: a review and future directions. AoB Plants 11(5)

Rueda J (2016) Melampsora larici-populina Kleb.: incidencia en Castilla y León. Consejería de Fomento y Medio Ambiente, Junta de Castilla y León, Valladolid

Rueda J, García Caballero JL (2016) Efecto del ataque de Leucoma salicis L. en una parcela experimental de clones de chopos en la ribera del Esla (León). Consejería de Fomento y Medio Ambiente, Junta de Castilla y León, Valladolid

Rueda J, Prada Sáez MA (2018) Clones de Populus: evolución y anomalías en el catálogo nacional. II Simposio del Chopo. Libro de Actas. SOMACYL, Valladolid, pp 55–61

Rueda J, Padró A, Grau JM, Sixto H, Villar C, García Caballero JL, Martínez Sierra F, Prada MA, Garavilla V, de Lucas I, Hidalgo E, Aguilar S, Villamediana JA, Bellera C (2016) Clones de chopos del catálogo nacional de materiales de base. Junta de Castilla y León, Valladolid

Rueda J, García Caballero JL, Cuevas Y, García-Jiménez C, Villar C (2019) Cultivo de chopos en Castilla y León. Consejería de Fomento y Medio Ambiente, Junta de Castilla y León, Valladolid

Ruiz de la Torre J (1990) Mapa forestal de España. Memoria general. ICONA, Madrid

Ruņģis D, Luguza S, Bāders E, Šķipars V, Jansons A (2019) Comparison of genetic diversity in naturally regenerated Norway Spruce stands and seed orchard progeny trials. Forests 10, 926

Sackville Hamilton NR (2001) Is local provenance important in hábitat creation? A reply. J Appl Ecol 38:1374–1376

Sáenz-Romero C, Lindig-Cisneros RA, Joyce DG, Beaulieu J, St-Clair JB, Jaquish BC (2016) Assisted migration of forest populations for adapting trees to climate change. Rev Chapingo, Ser Cienc For y del Ambient 22(3):303–323

Sáenz-Romero C, Kremer A, Nagy L, Újvári-Jármay É, Ducousso A, Kóczán-Horváth A, Hansen JK, Mátyás C (2019) Common garden comparisons confirm inherited differences in sensitivity to climate change between forest tree species. PeerJ 7:e6213

Saltonstall K (2002) Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, Phragmites australis, into North America. PNAS 99:2445–2449

Sansilvestri R, Frascaria-Lacoste N, Fernández-Manjarrés JF (2015) Reconstructing a deconstructed concept: Policy tools for implementing assisted migration for species and ecosystem management. Environ Sci Policy 51:192–201

Santini A, Ghelardini L, De Pace C, Desprez□Loustau ML, Capretti P, Chandelier A, Cech T, Chira D, Diamandis S, Gaitniekis T, Hantula J, Holdenrieder O, Jankovsky L, Jung T, Jurc D, Kirisits T, Kunca A, Lygis V, Malecka M, Marcais B, Schmitz S, Schumacher J, Solheim H, Solla A, Szabò I, Tsopelas P, Vannini A, Vettraino AM, Webber J, Woodward S, Stenlid J (2013) Biogeographical patterns and determinants of invasion by forest pathogens in Europe. New Phytol 197:238–250

Santos-del-Blanco L, Alía R, González-Martínez SC, Sampedro L, Lario F, Climent J (2015) Correlated genetic effects on reproduction define a domestication syndrome in a forest tree. Evol Appl 8:403–410

Santos del Blanco L, de Lucas A, González-Martínez S, Sierra-de-Grado R, Hidalgo E (2012) Extensive Clonal Assemblies in Populus alba and Populus x canescens from the Iberian Peninsula. Tree Genet Genomes 9 10.1007/s11295-012-0574-8

Savolainen O, Tanja Pyhäjärvi T, Knürr T (2007) Gene flow and local adaptation in trees. Annu Rev Ecol Systemat 38(1):595–619

Savolainen O, Lascoux M, Merilä J (2013) Ecological genomics of local adaptation. Nat Rev Genet 14:807–820

Sax DF, Smith KF, Thompson AR (2009) Managed relocation: a nuanced evaluation is needed. Trends Ecol Evol 24(9):472–473

Schaberg PG, Dehayes DH, Hawley GJ, Nijensohn SE (2008) Anthropogenic alterations of genetic diversity within three populations: implications for forest ecosystem resilience. Forest Ecol Manag 256(5):855–862

Schlaepfer MA, Helenbrook WD, Searing KB, Shoemaker KT (2009) Assisted colonization: evaluating contrasting management actions (and values) in the face of uncertainty. Trends Ecol Evol 2009 24(9):471–472

Schlaepfer DR, Braschler B, Rusterholz HP, Baur B (2018) Genetic effects of anthropogenic habitat fragmentation on remnant animal and plant populations: a meta□analysis. Ecosphere 9(10):e02488

Seddon PJ (2010) From reintroduction to assisted colonization: Moving along the conservation translocation spectrum. Restor Ecol 18(6):796–802

Seddon PJ, Armstrong DP, Soorae P, Launay F, Walker S, Ruiz-Miranda CR, Molur S, Koldewey H, Kleiman DG (2009) The risks of assisted colonization. Conser Biol 23:788-789

Segar ST, Fayle TM, Srivastava DS, Lewinsohn TM, Lewis OT, Novotny V, Kitching RL, Maunsell SC (2020) The role of evolution in shaping ecological networks. Trends Ecol Evol 35:454–466

Seneviratne SI, Nicholls N, Easterling D, Goodess CM, Kanae S, Kossin J, Luo Y, Marengo J, McInnes K, Rahimi M, Reichstein M, Sorteberg A, Vera C, Zhang X (2012) Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment. En: Field CB, Barros V, Stocker TF, Qin D, Dokken DJ, Ebi KL, Mastrandrea MD, Mach KJ, Plattner GK, Allen SK, Tignor M, Midgley PM (eds) Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation. A special report of working groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge/ New York, pp 109-230

Serra Varela MJ, Alía R, Daniels RR, Zimmermann NE, Gonzalo-Jiménez J, Grivet, D (2017) Assessing vulnerability of two Mediterranean conifers to support genetic conservation management in the face of climate change. Diversity Distrib 23:507–516

Serrada Hierro R, Aroca Fernández MJ, Roig Gómez, Bravo Fernández A, Gómez Sanz V (2011) Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en el sector forestal. Notas sobre gestión adaptativa de las masas forestales ante el cambio climático.Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid

Sgrò CM, Lowe AJ, Hoffmann AA (2011) Building evolutionary resilience for conserving biodiversity under climate change. Evol Appl 4:326–337

Shi W, Villar-Salvador P, Li G, Jian X (2019) Acorn size is more important than nursery fertilization for outplanting performance of Quercus variabilis container seedlings. Annals of Forest Science 76:22

Siepielski AM, Michael B Morrissey, Mathieu Buoro, Stephanie M Carlson, Christina M Caruso, Sonya M Clegg, Tim Coulson, Joseph DiBattista, Kiyoko M Gotanda, Clinton D Francis, Joe Hereford, Joel G Kingsolver, Kate E Augustine, Loeske EB Kruuk, Ryan A Martin, Ben C Sheldon, Nina Sletvold, Erik I Svensson, Michael J Wade, Andrew DC MacColl (2017) Precipitation drives global variation in natural selection. Science 355:959–962

Silcock JL, Simmons CL, Monks L, Dillon R, Reiter N, Jusaitis M, Vesk PA, Byrne M, Coates DJ (2019) Threatened plant translocation in Australia: a review. Biol Conserv 236:211–222

Sinclair FH, Stone GN, Nicholls JA, Cavers S, Gibbs M, Butterill P, Wagner S, Ducousso A, Gerber S, Petit RJ, Kremer A, Schönrogge K (2015) Impacts of local adaptation of forest trees on associations with herbivorous insects: implications for adaptive forest management. Evol Appl 8:972–987

Smulders MJM, Beringen R, Volosyanchuk R, Vanden Broeck A, van der Schoot J, Arens P, Vosman B (2008) Natural hybridisation between Populus nigra L. and P. x canadensis Moench. Hybrid offspring competes for niches along the Rhine river in the Netherlands. Tree Genet Genomes 4:663–675

Soltis PS, Soltis DE (2009) The Role of hybridization in plant speciation. Annu Rev Plant Biol 60:561–588

Steinitz O, Robledo-Arnuncio JJ, Nathan R (2012) Effects of forest plantations on the genetic composition of conspecific native Aleppo pine populations. Mol Ecol 21(2):300–313

Ste-Marie C, Nelson EA, Dabros A, Bonneau, M (2011) Assisted migration: introduction to a multifaceted concept. The Forestry Chronicle 87(6):724–730

Stoehr MU, Farmer RE (1986) Genetic and environmental variance in cone size, seed yield and germination properties of black spruce clones. Can J For Res 16:1149–1151

Stoehr M, Webber J, Woods J (2004) Protocol for rating seed orchard seedlots in British Columbia: quantifying genetic gain and diversity. Forestry 77(4):297–303

Suárez-González A, Lexer C, Cronk QCB (2018) Adaptive introgression: a plant perspective. Biol Lett 14(3):20170688

Szmidt AE, Muona O (1985) Genetic effects of Scots pine (Pinus sylvestris L.) domestication. Lect Notes Biomath 60:241–252

Tapias R, Climent J, Pardos JA, Gil L (2004) Life histories of Mediterranean pines. Plant Ecol 171:53–68

Thomas E, Jalonen R, Loo J, Boshier D, Gallo L, Cavers S, Bordács S, Smith P, Bozzano M (2014) Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. For Ecol Manage 333:66–75

Thomasset M, Fernández-Manjarrés JF, Douglas GC, Frascaria-Lacoste N, Raquin C, Hodkinson TR (2011) Molecular and morphological characterization of reciprocal F1 hybrid Ash (Fraxinus excelsior × Fraxinus angustifolia, Oleaceae) and parental species reveals asymmetric character inheritance. Int J Plant Sci 172(3):423–433

Thompson JN (2009) The coevolving web of life. Am Nat 173:125–140

Toju H, Sota T (2006) Imbalance of predator and prey armament: geographic vlines in phenotypic interface and natural selection. Am Nat 167:105–117

Toju H, Saneyoshi Ueno S, Taniguchi F, Sota T (2011) Metapopulation structure of a seed-predator weevil and its host plant in arms race coevolution. Evolution 65(6):1707–1722

Tomás Ferré E, Arnal Olivares A, Voltas J, Pemán J (2013) Caracterización morfológica de Fraxinus excelsior y Fraxinus angustifolia en Cataluña. En: SECF (ed) 6 Congreso Forestal Español, Vitoria

Torimaru T, Wang XR, Fries A, Andersson B, Lindgren D (2009) Evaluation of Pollen Contamination in an Advanced Scots Pine Seed Orchard. Silvae Genet 58(5):262–269

Tranque Pascual FJ, de Lucas A, Hidalgo E (2018) Diversidad genética de las poblaciones del género Populus en Castilla y León y su aplicación en las recomendaciones de uso. II Simposio del chopo. Libro de Actas. SOMACYL, Valladolid, pp 157-172

Turnbull JW (2002) Tree domestication and the history of plantations. En: Squires VR (ed) The role of food, agriculture, forestry and fisheries and the use of natural resources. Encyclopedia of Life Support Systems developed under auspices of UNESCO. Eolss Publishers, Oxford

Ukrainetz NK, O'Neill GA, Jaquish B (2011) Comparison of fixed and focal point seed transfer systems for reforestation and assisted migration: a case study for interior spruce in British Columbia. Can J For Res 41(7):1452–1464

Urban MC, Bocedi G, Hendry AP, Mihoub JB, Pe'er G, Singer A, Bridle JR, Crozier LG, De Meester L, Godsoe W, González A, Hellmann JJ, Holt RD, Huth A, Johst K, Krug CB, Leadley PW, Palmer SCF, Pantel JH, Schnitz A, Zollner PA, Travis JMJ (2016) Improving the forecast for biodiversity under climate change. Science 353(6304)

Valladares F, Matesanz S, Guilhaumon F, Araújo MB, Balaguer L, Benito□Garzón M, Cornwell W, Gianoli E, van Kleunen M, Naya DE, Poorter H, Zavala MA (2014) The effects of phenotypic plasticity and local adaptation on forecasts of species range shifts under climate change. Ecol Lett 17:1351–1364

Vanden Broeck A, Storme V, Cottrell JE, Boerjan W, Van Bockstaele E, Quataert P, Van Slycken J (2004) Gene flow between cultivated poplars and native black poplar (Populus nigra L.): A case study along the river Meuse on the Dutch-Belgian border. Forest Ecol Manag 197:307–310

Vanden Broeck A, Cottrell J, Quataert P, Breyne P, Storme V, Boerjan W, Van Slycken J (2006) Paternity analysis of Populus nigra L. offspring in a Belgian plantation of native and exotic poplars. Ann For Sci 63:783–790

Vanden Broeck A, Cox K, Villar M (2012) Natural hybridization and potential seed set of sympatric Populus nigra and Populus × canadensis along the river IJzer in Flanders (Belgium). Plant Ecol Evol 3(9):341–349

Vander Mijnsbrugge K (2014) Continuity of local genetic diversity as an alternative to improving foreign provenances. En: Bozzano M, Jalonen R, Thomas E, Boshier D, Gallo L, Cavers S, Bordács S, Smith P, Loo J. Genetic considerations in ecosystem Restoration using native tree species. FAO – Bioversity International, Roma, pp 39-46

Vander Mijnsbrugge K, Bischoff A, Smith B (2010) A question of origin: Where and how to collect seed for ecological Restoration. Basic Appl Ecol 11(14): 300–311

Vander Mijnsbrugge K, Onkelinx T, De Cuyper B (2015) Variation in bud burst and flower 528 opening responses of local versus non-local provenances of hawthorn (Crataegus monogyna Jacq.) in Belgium. Plant Syst Evol 301(4):1171–1179

Varghese M, Nicodemus A, Nagarajan B, Siddappa KRS, Bennet SSR, Subramanian K (2000) Seedling seed orchards for breeding tropical trees. Scroll Press, Institute of Forest Genetics and Tree Breeding, Coimbatore, pp. 126

Vázquez FM, Ramos S, García D, Blanco J, Lucas AB, García S, Rincón S, Pozo J, Aguilar S, Casasola JA, Doncel E, Balbuena E, Barrantes JJ (2009) ¿Cuántas bellotas produce una encina? Solo cerdo ibérico 21:51–72

Vilagrosa Carmona A, García Viñas JI, Gastón González A, Prada Sáez MA (2012) Juniperus oxycedrus L. En: Pemán J, Navarro-Cerrillo RM, Nicolás JL, Prada A, Serrada R (eds.) Producción y manejo de semillas y plantas forestales Tomo I. Organismo Autónomo de Parques Naturales-MAPA, Madrid, pp. 647–663

Vitt P, Havens K, Hoegh-Guldberg O (2009) Assisted migration: part of an integrated conservation strategy. Trends Ecol Evol 24(9):473–474

Vranckx G, Jacquemyn H, Muys B, Honnay O (2012) Meta-analysis of susceptibility of woody plants to loss of genetic diversity through habitat fragmentation. Conserv Biol 26(2):228–237

Wang B, Ives AR (2017) Tree to tree variation in seed size and its consequences for seed dispersal versus predation by rodents. Oecologia 183:751–762

Wang T, Hamann A, Yanchuk A, O'Neill GA, Aitken SN (2006) Use of response functions in selecting lodgepole pine populations for future climates. Glob Change Biol 12(12):2404–2416

Wang T, O'Neill GA, Aitken SN (2010) Integrating environmental and genetic effects to predict responses of tree populations to climate. Ecol Appl. 20(1):153–163

Waples RS, Gaggiotti O (2006) What is a population? An empirical evaluation of some genetic methods for identifying the number of gene pools and their degree of connectivity. Mol Ecol 15:1419–1439

Westphal M, Browne M, MacKinnon K, Noble I (2007) The link between international trade and the global distribution of invasive alien species. Biol Invasions 10:391–398

White TL, Adams WT, Neal DB (2007) Forest Genetics. CABI International, Wallingford

Whitlock MC (2015) Modern approaches to local adaptation. Am Nat 186:S1–S4

Whittet R, Cavers S, Ennos R, Cottrell J (2019) Genetic considerations for provenance choice of native trees under climate change in England. Forestry Commission Research Report. Forestry Commission, Edinburgh

Wilkinson DM (2001) Is local provenance important in habitat creation? J Appl Ecol 38:1371–1373

Williams JW, Jackson ST, KutzbachJE (2007) Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. Proc Natl Acad Sci 104:5738–5742

Williams MI, Dumroese RK (2014) Planning the future's forests with assisted migration. En: Sample VA, Bixler, R. Patrick (eds). Forest conservation and management in the Anthropocene: Conference proceedings. Proceedings. RMRS-P-71. US Department of Agriculture, Forest Service. Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colorado, pp 133-144.

Withrow-Robinson B, Johnson R (2006) Selecting Native Plant Materials for Restoration Projects: Insuring local adaptation and maintaining genetic diversity. Oregon State University Extension Service, Corvallis, Oregon

Woods JH (2005) Methods for estimating gamete contributions to orchard seed crops and vegetative lots in British Columbia. BC Min For Range, Res Br, Victoria, BC

Yanchuk AD, Bishir J, Russell JH, Polson KR (2006) Variation in volume production through clonal deployment: results from a simulation model to minimise risk for both a currently known and an unknown future pest. Silvae Genet 55(1):25–37

Ying CC, Yanchuk AD (2006) The development of British Columbia's tree seed transfer guidelines: purpose, concept, methodology, and implementation. For Ecol Manage 227(1):1–13

Zobel BJ, Talbert JT (1984) Applied tree improvement. John Wiley and Sons, New York

Capítulo 13
Tratamientos sobre la vegetación

Rafael SERRADA HIERRO, Rafael M NAVARRO CERRILLO,
Juan PICOS MARTÍN, Valentín GÓMEZ MAMPASO,
Luis OCAÑA BUENO, Jesús PEMÁN GARCÍA

1. Justificación y objetivos del tratamiento de la vegetación preexistente en la repoblación forestal

La supervivencia de una masa forestal procedente de repoblación, y por tanto su éxito inicial, depende del arraigo o establecimiento de la planta en el monte. Entre los factores que influyen inicialmente en el mismo, como se ha comentado en el capítulo 3, está la interacción de las nuevas plántulas con la vegetación existente o futura de la zona repoblada. De las relaciones de carácter interespecífico entre las plantas, en el proceso de repoblación se ha prestado especial atención a dos de ellas, la facilitación y la competencia (Callaway y Walker 1997; Maestre *et al*. 2009). Aunque la valoración de estas relaciones no siempre es fácil, por la presencia simultánea de varias interacciones y por la influencia que en las mismas tienen el resto de los elementos bióticos y abióticos del ecosistema, se ha profundizado en su conocimiento con la intención de sacar conclusiones para el ámbito de las repoblaciones y de la restauración en general. La competencia interespecífica, denominada competición en ecología vegetal, en un ecosistema se manifiesta por el espacio físico, aéreo y radical, y por los recursos disponibles como la luz, el agua y los nutrientes (Callaway y Walker 1997). Estos recursos pueden ser más o menos limitantes en las diferentes estaciones, por lo que las plantas deberán compartirlos; restringiendo, así, su capacidad de crecimiento. En las estaciones mediterráneas, la competencia se suele establecer sobre el agua, el recurso más limitante en este medio, hecho que ha originado gran parte de las especializaciones entre las plantas. La composición específica de la vegetación competidora está influenciada claramente por la historia de uso y de gestión previa del terreno (Gachet *et al*. 2007), y la intensidad de la relación facilitación-competición, según la calidad de la estación, es un aspecto, hoy en día, sometido a debate (Rees 2013). Las técnicas de control de la vegetación en las repoblaciones forestales han sido ampliamente descritas en todo el ámbito europeo (Willoughby *et al*. 2009), poniendo

en evidencia la dualidad competidora-facilitadora que muchas especies presentan según la disponibilidad de recursos.

La decisión sobre la necesidad de realizar el tratamiento previo de la vegetación en una repoblación debe tomarse, por tanto, después de valorar el balance de las posibles interacciones, y siempre que se constate que la competición será la interacción dominante. En este caso, se debe actuar para favorecer el arraigo de las nuevas plantas, mediante la reducción de la presencia y/o el retraso del crecimiento de la vegetación preexistente. La intensidad y el tipo de tratamiento dependerán de las características de la estación y de la intensidad de la competición.

No obstante, dada la diversidad de situaciones que se manifiestan en los distintos rodales a repoblar, y el previsible estímulo que la vegetación presente puede tener por el acotamiento al pastoreo y por la mejora de las condiciones edáficas que se realizarán de forma simultánea a la repoblación, el tratamiento previo de la vegetación puede justificarse por estas y otras razones (Pemán y Navarro-Cerrillo 1998), de las que se deducen objetivos particulares:

- Mejorar las condiciones previas de establecimiento, al reducir la competición de la vegetación por agua y nutrientes, lo que garantiza una supervivencia y un crecimiento óptimos de acuerdo con el objetivo de la repoblación.
- Graduar el efecto de protección suministrado por la vegetación, tanto por la reducción de iluminación, como por la protección contra el viento, el frío u otros agentes que supongan riesgos.
- Facilitar la plantación o siembra, al mejorar las condiciones de accesibilidad de equipos y de personal, así como el establecimiento de la planta. Esta mejora de la accesibilidad también puede favorecer las posteriores labores culturales.
- Reducir o controlar las poblaciones de fauna silvestre, que actúan predando o dañando las plantaciones y siembras.
- Reducir el riesgo de incendios y de su propagación, facilitando la posible extinción (figura 13.1).

Figura 13.1.Operación de desbroce entre las terrazas con el objetivo de reducir la carga de combustible leñoso en una estación con una gran frecuencia de incendios (Alt Empordà, Girona) (foto: J Pemán).

- Adecuar el aspecto general de la repoblación a las condiciones del paisaje, que se consideren más adecuadas.

En un intento de síntesis, se enumeran diversas situaciones en relación con la necesidad de tratamiento sobre la vegetación preexistente, considerando los objetivos y las características que éste puede tener en función de los tipos de agrupaciones vegetales presentes, así como al método de repoblación elegido (tabla 13.1, figura 13.2):

- Agrupaciones de herbáceas y método de repoblación mediante siembra. En este caso no se dan las condiciones extrínsecas necesarias para la germinación de las semillas, pues no hay contacto de ellas con el suelo mineral y no adquieren la humedad necesaria para iniciar el proceso de germinación. En caso de germinación, el enraizamiento es imperfecto y la competencia por el agua muy intensa. Es obvio que el éxito de la siembra pasa por la eliminación previa del tapiz herbáceo en el lugar de siembra.

  Esta operación de escarda se suele realizar simultáneamente a la preparación del suelo, que en capítulo posterior se describe, y es, por otra parte, muy poco frecuente en la ejecución de repoblaciones.

- Agrupaciones de herbáceas y método de repoblación mediante plantación. En este caso no existe mucho riesgo de competencia inicial, pero el desarrollo del herbazal posteriormente a la repoblación puede causar competencia por la luz y favorecer calentamientos extraordinarios. También se resuelve mediante escardas, antes y después de las plantaciones. Aparece la situación con más frecuencia en repoblaciones sobre cultivos agrícolas recientemente abandonados o en forestaciones de tierras agrarias.

  Otro caso particular son los céspedes de montaña, pastizales, pastos o tascas, que forman un tapiz más o menos tupido, en donde la competición se establece, sobre todo, en el espacio subterráneo. La escarda alrededor de la planta nueva introducida se hace necesaria para garantizar su arraigo.

- Agrupaciones de matorral de espesura completa y altura superior a la de las plantas a instalar. Sea por siembra o plantación, una vez instalada la nueva planta, sus posibilidades de iluminación se ven reducidas hasta que no supere la altura del matorral circundante. Este problema se resuelve abriendo superficies cuya anchura, para ser suficiente, deberá ser igual a la altura del matorral para que su efecto pueda permanecer hasta que la nueva planta haya superado esta altura. También puede ser un efecto negativo de la competición sobre las plantas introducidas, en este caso, las altas temperaturas que se mantienen al dificultarse la renovación del aire al nivel del suelo.

  Por otra parte, la presencia de sistemas radicales del matorral de forma continua y a profundidad similar a la de las plantas introducidas, establece una competición por el agua y los nutrientes del suelo que será superada por el individuo arbóreo cuando su desarrollo radical alcance zonas profundas del perfil. Mientras tanto, es necesario abrir un hueco de dimensiones similares a las propuestas para la parte aérea, en operaciones de desbroce.

Jarales pringosos

"La fisonomía del jaral es impresionante. Sus masas, cubriendo extensas superficies, han sido comparadas con *las olas del mar*. De cerca, si está bien desarrollado, se convierte en un matorral incómodo de transitar porque sus ramas se traban y dificultan la marcha… sus cepas, sin embargo, están bastantes separadas unas de otras; el jaral es como un bosque a escala reducida difícil de transitar a nivel de las copas pero fácil de caminar por debajo del vuelo…No es fácil la recuperación del encinar carpetano a partir del jaral. Sus suelos son brutos, sin desarrollar, y varios factores condicionan negativamente su posible evolución. En las ocasiones que se asienta sobre depósitos arenosos el desarrollo edáfico choca con la fácil disgregación del sustrato, su erosionabilidad no da lugar a que se forme un horizonte orgánico ¡Cuántas veces debajo del jaral solo existe un arenal! En todos los casos la hojarasca de la jara pringosa humifica mal por causa del ládano que perturba la acción de los microorganismos descomponedores, no existe transformación paulatina de la materia orgánica e integración con la fracción mineral…el jaral pringoso es una comunidad altamente pirófila por causa de las esencias volátiles y ládanos tan abundantes entre sus componentes. Se le ha calificado como una de las comunidades más inflamables del mundo, y por ello, de las menos resistentes al fuego…sobre el terreno quemado, vacío de competencia y soleado las matas del jaral se reinstalan con rapidez antes que ninguna otra comunidad, *el jaral es hijo del fuego*. De nuevo se desarrolla hasta alcanzar una masa y densidad críticas a la espera que llegue la chispa desencadenante del próximo incendio…el jaral pringoso tiene escasísimo valor; aunque las ovejas y cabras despuntan los tallos tiernos en otoño e invierno, lo hacen solo de forma esporádica pero no son un buen alimento ni el ganado lo aprecia; la miel de jara no es buena; tampoco es formador de suelo; por último, existe siempre el grave riesgo de su fácil incendio. A pesar de su indudable estética y grato aroma, síntesis de los de la jara, el cantueso, romero, tomillo blanco, etc., y de la persistencia de algunos endemismos, toda actuación que tienda a suplantar esta vegetación por otra más estable es positiva. Con esta intención está indicada la repoblación con tal de controlar el desarrollo del matorral en el sotobosque para evitar el riesgo de fuego…".

(Izco 1984)

- Agrupaciones arbóreas. Se trata del caso de intentar introducir una nueva especie, para enriquecimiento, diversificación o densificación, como subpiso de una masa arbórea preexistente. El tratamiento de las masas con subpiso se estudia en Selvicultura como tratamiento complementario. Es necesario, por lo general, la reducción de la espesura de la masa principal mediante claras de peso suficiente. Posteriormente, se introduce la nueva especie, por siembra o plantación, mediante labores de preparación del suelo normalmente de tipo puntual. Siendo este un caso poco frecuente y fácil de realizar, nos remitimos a los textos de Selvicultura.

  Un caso particular, relativamente corriente, es el cambio de la especie principal, normalmente, una especie alóctona por otras de carácter autóctono. Son los casos de sustitución de eucaliptares (*Eucalyptus* spp.) por *Quercus* en Extremadura, la sustitución de las choperas productivas (*Populus* ×*euramericana*) por bosques de galería, o de pinares de *Pinus radiata* por *Pinus canariensis* o monteverde en las Islas Canarias. En estos casos el tratamiento es sencillo, consistiendo en una corta a hecho seguida de repoblación, aunque en los dos primeros casos existe capacidad de rebrote en las especies a sustituir.

- Cepas de especies arbóreas con capacidad de brotar. Tras una corta a hecho de un rodal poblado con especies con capacidad de brotar, y habiendo decidido descartar el tratamiento en monte bajo como método de regeneración y haber acordado la introducción de nuevas plantas, de la misma o diferente especie, se plantea la competencia que las cepas y brotes preexistentes pueden generar.

  En nuestra práctica selvícola esta circunstancia aparece en el tratamiento de: choperas, normalmente con mantenimiento de la especie en el turno posterior; y eucaliptares, bien por haber decaído el vigor vegetativo de las cepas en caso de mantener la misma composición, bien por realizar un cambio de especie. A esta circunstancia corresponde una operación de tratamiento de la vegetación preexistente denominada destoconado. Será descrita en un epígrafe separado al final del capítulo.

Las escardas realizadas de modo previo a la siembra o plantación se realizan por medios mecánicos y se explicarán, por tanto, en el capítulo correspondiente a la preparación del suelo. Las escardas posteriores a la siembra o plantación, que admiten ejecución mediante medios mecánicos, químicos (herbicidas) o instalación de diferentes materiales, forman parte de los cuidados culturales que se explican en el capítulo 18. Dado que las claras forman parte de la selvicultura, el presente capítulo se ocupará únicamente de los desbroces y de los destoconados.

Tabla 13.1. Resumen de objetivos y operaciones del tratamiento de la vegetación preexistente en la repoblación forestal.

Tipo de vegetación y método de repoblación	Problemas a resolver	Operación
Agrupaciones de herbáceas y método de siembra	Dificultad de germinación de semillas y de desarrollo de plántulas	Escarda: realizada en la operación de preparación del suelo
Agrupaciones de herbáceas y método de plantación	Competición por luz y humedad. Induce calentamientos	Escarda: realizada en la operación de preparación del suelo o posteriormente a la plantación como cuidado cultural
Agrupaciones de matorral de espesura completa y altura superior a la de las plantas a instalar	Competición por luz, humedad y nutrientes. Puede inducir calentamientos Se hace necesario graduar los procesos de facilitación y de defensa frente a la herbivoría	Desbroce: puede no ser necesario; concordante con la preparación del suelo
Agrupaciones arbóreas	Reducción de la espesura para facilitar introducción de un subpiso	Claras: se aplican por la gestión selvícola
Cepas de especies arbóreas con capacidad de brotar	Tras la corta de masa arbórea de especie rebrotadora, no interesa mantener el monte bajo	Destoconado: con o sin cambio de especie arbórea

Regenerado natural dos años después del incendio del Garraf (Barcelona) que dificultó la regeneración por siembra aérea realizada en 1996 (foto: J Pemán).

Pastizal en el Pirineo navarro que requerirá de una operación de escarda o destepe en el caso de repoblaciones de enriquecimiento o densificación (foto: J Pemán).

Jaral de *Cistus ladanifer* de 1 m de altura y fracción de cabida cubierta del 100% que requiere desbroce (foto: J Otero).

Destoconado de *Eucalyptus globulus* en el Parç del Montnegre i Corredor (Barcelona) para la posterior repoblación con *Quercus suber* (foto: J Pemán).

Figura 13.2. Situaciones que hacen recomendable la aplicación de tratamientos sobre la vegetación.

2. Desbroces

Por desbrozar se entiende la operación consistente en la eliminación de la broza, es decir, en reducir en un rodal la presencia de la vegetación leñosa, matas o arbustos (Sociedad Española de Ciencias Forestales 2005). Con el término de broza o maleza, usado tanto en el ámbito agrícola como forestal, se hace referencia a las especies que tienen una influencia negativa sobre la comunidad original de interés, sea un cultivo agrícola o una superficie forestal (reducen sus expectativas de supervivencia o crecimiento, limitan los usos y disfrutes del espacio, pueden suponer un riesgo para el futuro de la agrupación, etc.) (Liebman 2001). En ocasiones estos términos son usados en el ámbito coloquial con un carácter peyorativo, y se asocian al término de limpieza del bosque. Aunque el término de "limpia" es muy tradicional y habitual en el ámbito de la selvicultura, cuando se hace referencia a las operaciones para la eliminación de la vegetación competidora, puede inducir a equívoco en la opinión pública al entender un menosprecio sobre el papel que desempeñan las comunidades de matorral en el ecosistema. Por ello, se recomienda utilizar el término de desbroce antes que el de limpia.

Para definir adecuadamente el tipo e intensidad del desbroce es necesario evaluar el grado de competición que pueda establecerse lo que, a su vez, depende de varios factores:

- **Características del matorral.** Influyen en este sentido: i) la composición específica, ii) sus sistemas de reproducción, iii) la forma, altura y espesura de la parte aérea, iv) la opacidad de las copas, v) la forma y profundidad del sistema radical y vi) las posibles relaciones de alelopatía (*Pteridium aquilinum, Lavandula* spp., *Artemisia* spp., etc.). Hay que hacer una completa descripción de la espesura de la formación arbustiva o del matorral que puebla el rodal (figura 13.3). Al menos, hay que hacer referencia a la composición específica, a la fracción de cabida cubierta, a la altura y a la posible estratificación. Habiendo estudiado y descrito todos estos aspectos, es posible prescribir un tratamiento adecuado y suficiente. Por ejemplo, podemos comparar una formación de matorral compuesta por leguminosas leñosas no pinchudas retamoideas (géneros *Cytisus* o *Retama*), con raíces profundas y partes aéreas poco densas que, aún con mayor altura, igual fracción de cabida cubierta y ambas con capacidad de brote de cepa, establece menor competición que un brezal de similar desarrollo con raíces extendidas en superficie y con copas muy opacas.
- **Especie a introducir.** A igualdad de tipo de matorral, las diferentes especies recibirán distinto grado de competición en función de su temperamento. Las especies más tolerantes soportarán mejor, e incluso se pueden ver beneficiadas, por la reducción de la insolación que provoca el matorral.
- **Estación.** A igualdad de tipo de matorral y de especie a introducir, la competencia será variable en función de las condiciones estacionales. La mayor disponibilidad de agua en relación con el régimen hídrico y térmico, la mayor fertilidad del suelo influida por ejemplo por la pendiente, la mayor abundancia de insolación condicionada por las exposiciones de solana y por la pendiente, puede variar el grado de competencia y, consecuentemente, la intensidad del desbroce.

Se comprueba que la intensidad del desbroce no se debe determinar por reglas apriorísticas o recetas generalistas, sino que hay que ponderar en cada caso los tres aspectos mencionados anteriormente. La determinación de esta intensidad, además, debe ser informada por el efecto que los desbroces tienen sobre la composición florística del territorio y sobre los estados erosivos en el monte.

La composición específica determina los procesos de facilitación relacionados con la graduación de la radiación y con la posible reducción de la evaporación, o con la protección frente a herbívoros, todo ello en beneficio de las plantas a instalar y de la complejidad de la masa futura.

En relación con los posibles efectos negativos de los desbroces sobre los estados erosivos del rodal a repoblar, es un valioso auxiliar la utilización de la ecuación USLE, que se ha utilizado en la determinación del objetivo preferente de la repoblación, aplicando la hipótesis de un factor de protección de la cubierta vegetal que corresponda al terreno desnudo o al herbazal, para poder prever el efecto de la reducción de la cubierta actual.

Finalmente, hay que resaltar dos aspectos importantes en relación con el proceso de decisiones en la repoblación forestal:

Cantuesar con alguna jara. El desbroce será necesario en función de la especie a introducir y la estación (foto: J Otero).

Brezal-jaral de 1 m de altura y fracción de cabida cubierta del 100% . Requiere desbroce (foto: A San Miguel).

Atochar de 50 cm de atura y fracción de cabida cubierta del 30%. No requiere efectuar desbroce (foto: R Calleja).

Tojar de *Ulex europaeus* de 1 m de altura y fracción de cabida cubierta del 100%. Requiere desbroce (foto: R Serrada).

Helechar de *Pteridium aquilinum* de 1 m de altura y fracción de cabida cubierta del 100%; suele aparecer mezclado con tojos y ginestas. Necesidad de desbroce (Tineo, Asturias) (foto: J Pemán).

Brezal mixto de *Calluna vulgaris*, *Erica arborea* y *Vaccinum myrtillus* de 60 cm de altura y fracción de cabida cubierta del 100%. Necesidad de desbroce (Riofrío de Riaza, Segovia) (foto: J Pemán).

Figura 13.3. Evaluación de la necesidad del desbroce según las características de la agrupación vegetal que puebla el rodal a repoblar.

- La operación de desbroce en una repoblación puede no ser necesaria en función del grado de competición que está presente o se haya previsto en la evolución futura de la masa.
- La operación de desbroce estará condicionada y será concordante con la preparación del suelo y con la forma de introducción de la nueva vegetación que se explican en capítulos posteriores.

2.1. Clasificación de los procedimientos de desbroce

Para definir de forma adecuada y suficiente un procedimiento de desbroce es necesario referirse a cuatro criterios de clasificación, que suministran para cada procedimiento cuatro atributos simultáneos (Serrada 2000). A continuación se refieren los cuatro criterios, los tipos que según ellos se establecen y los factores que en cada criterio es necesario analizar para fijar el tipo:

- **Las especies a las que afecta.** Según este criterio los tipos de desbroce pueden ser totales o selectivos (figura 13.4). Los desbroces totales afectan, en la zona donde se aplican, a todas las especies de matorral presentes. Los desbroces selectivos respetan algunas especies que pueda ser conveniente conservar. Los factores a tener en cuenta para realizar esta opción son:
  - la composición florística, que informa de la existencia de especies a conservar por algún motivo (no influyen en el grado de competición, contribuyen a procesos de facilitación, resulta interesante que se incorporen a la nueva masa, etc.).
  - la erosión hídrica que, según su riesgo, condicionará la tasa de eliminación de la cubierta vegetal preexistente.

  En el estudio de la composición florística hay que tener muy presente la existencia de taxones con algún tipo de amenaza (Iriondo *et al*. 2009; Bañares *et al*. 2010) o formaciones con algún tipo de singularidad (tabla 13.2).
- **La extensión del desbroce.** Según este criterio se distinguen tres tipos: areal o a hecho; por líneas o fajas y por puntos o casillas (figura 13.5). Los desbroces a hecho afectan a toda la superficie, aunque pueden ser selectivos. Los desbroces en fajas se suelen realizar por curvas de nivel y también pueden ser selectivos. La anchura de las fajas está condicionada, en su diseño, por la altura del matorral y por la densidad y marco de la masa a introducir. La anchura de la entrefaja sin desbrozar será, como mínimo, igual a la altura del matorral. Los desbroces puntuales o por casillas consisten en la apertura de huecos de forma cuadrada o circular con una superficie mínima de 1 m^2 hasta 4 m^2 como máximo Estos desbroces son, necesariamente, totales en el lugar en se aplican, donde no habrá especies de interés, y selectivos en relación con el conjunto del rodal.

  Los factores a tener en cuenta para tomar esta decisión son:
  - el riesgo de erosión, ya que cuando existe prescribe los desbroces por fajas o casillas puntuales, excluyendo los desbroces a hecho.
  - el grado de competición actual y futura, que si es grande aconseja los desbroces a hecho. El grado de competencia se analiza teniendo en cuenta los puntos comentados anteriormente.

Brezal de 1 m de altura y fcc del 100%, con brotes de *Quercus robur*. El objetivo preferente para la repoblación es protector. El tipo de desbroce que se recomienda es selectivo, respetando los brotes de roble. (foto: R Rodríguez-Soalleiro).

Tojal puro de 1 m de altura y fcc del 100%. El objetivo preferente para la repoblación es productor. El tipo de desbroce puede ser total (foto: R Serrada).

Jaral de *Cistus ladanifer* de 1 m de altura y fcc del 100% con pies aislados de *Quercus ilex* subsp. *ballota*. Objetivo de la repoblación protector. El desbroce puede ser total (Monfragüe, Cáceres) (foto: J Pemán).

Figura 13.4. Desbroces totales o selectivos según el objetivo de la repoblación y la composición de la agrupación vegetal (fcc: fracción de cabida cubierta).

- **Forma de ejecución del desbroce.** Según este criterio se distinguen cinco tipos: por quema, manual, mecanizado, combinado con otra operación y químico (figura 13.6).

  Los desbroces por quema consisten en prender fuego al matorral en pie, lo que da como resultado, necesariamente, un desbroce a hecho y total, aunque respecto de las especies rebrotadoras se puede clasificar como selectivo. Es un modo de desbroce que en la práctica habitual actual ha quedado descartado como tratamiento de la vegetación en la repoblación forestal. Actualmente se aplica, en tratamientos preventivos de incendios, bajo la denominación de quema prescrita. Es cada vez más frecuente la quema prescrita en el mantenimiento de áreas cortafuegos y como sistema de mejora y prevención de incendios en la gestión de la ganadería extensiva. A pesar de estar en desuso en el contexto de la repoblación, se hará una breve exposición de su modo de ejecución.

Tabla 13.2. Hábitats de interés comunitario en España de formaciones de matorral (Bartolomé *et al*. 2005).

Tipo de hábitat	Composición
Brezales y matorrales de zona templada	
Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de *Erica ciliaris* y *Erica tetralix*	Formaciones higrófilas dominadas por brezos (*Erica*) desarrolladas sobre suelos húmedos o con tendencia turbosa
Brezales secos europeos	Brezales, jaral-brezales y brezales-tojales ibéricos de suelos ácidos más o menos secos, dominados mayoritariamente por especies de *Erica*, *Calluna*, *Ulex*, *Cistus* o *Stauracanthus*
Brezales secos atlánticos costeros de *Erica vagans*	Vegetación arbustiva y de pequeño porte, a veces con aspecto almohadillado. Dominan variantes costeras, de pequeña estatura, de las especies de tojo más comunes (*Ulex europaeus*, *U. gallii*), acompañadas por algunos brezos resistentes a estos factores (*Erica vagans*, *E. cinerea*)
Brezales macaronésicos endémicos	Brezales y fayal-brezales de las islas Canarias dominados por *Erica arborea* o por *Erica scoparia* subsp. *platycodon*
Brezales alpinos o boreales	Formaciones arbustivas que crecen tanto por encima del último piso forestal como en este mismo nivel. Contactan en las cotas superiores con pastizales orófilos
Matorrales esclerófilos	
Formaciones estables xerotermófilas de *Buxus sempervirens* en pendientes rocosas (*Berberidion* p.p.)	Forma matorrales en la media montaña ibérica (400-1700 m) que crecen en suelos calcáreos y que pueden actuar como matorrales de sustitución de bosques climácicos
Formaciones montanas de *Cytisus purgans*	Formaciones de porte bajo o almohadillado dominadas por piornos, con enebro de montaña (*Juniperus communis* subsp. *alpina*) entre otros arbustos
Formaciones de *Juniperus communis* en brezales o pastizales calcáreos	Formaciones arbustivas de estructura abierta dominadas por el enebro común, al que pueden acompañar *Calluna vulgaris*, *Cytisus scoparius* o *Pteridium aquilinum*
Matorral arborescente con *Juniperus* spp.	Formaciones abiertas en las que dominan grandes ejemplares arbustivos de *Juniperus* spp.
Matorrales arborescentes con *Ziziphus*	Abundancia de taxones de origen tropical o subtropical o relictos de condiciones climáticas pretéritas, como *Ziziphus lotus*, *Periploca laevigata* subsp. *angustifolia*, *Lycium intrincatum*, *Maytenus senegalensis* subsp. *europaea*, *Asparagus stipularis*, *Withania frutescens*, etc.
Matorrales arborescentes con *Laurus nobilis*	Formaciones dominadas por el laurel (*Laurus nobilis*), especie de afinidades tropicales que vive en España en climas oceánicos o atemperados y relativamente húmedos
Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos	Las formaciones levantinas, meridionales y baleáricas llevan *Pistacia lentiscus*, *Myrtus communis*, *Olea sylvestris*, *Chamaerops humilis*, *Asparagus albus*, etc. En las regiones meridionales ibéricas crecen matorrales de *Retama sphaerocarpa*, a veces *R. monosperma*, con especies de *Genista* o *Cytisus*, y tomillares ricos en labiadas endémicas (*Thymus*, *Teucrium*, *Sideritis*, *Phlomis*, *Lavandula*, etc.)

Estepar de *Cistus laurifolius* de 1 m de altura y fcc del 100% con pies aislados de rebollo (*Quercus pyrenaica*) en terreno llano. Tanto si el objetivo de la repoblación es protector como productor, el desbroce puede ser a hecho y de carácter selectivo, respetando los pies de rebollo (Riaza, Segovia).

Brezal mixto de *Calluna vulgaris* y *Erica arborea* de 60 cm de altura y fcc del 100%. Ladera de pendiente superior al 35%. El desbroce no puede ser areal, teniendo que ser total por fajas o casillas (Riofrío de Riaza, Segovia).

Romeral mixto con aliaga (*Genista scorpius*). Objetivo de la repoblación protector. Por la competencia esperable y el riesgo de erosión existente el tipo de desbroce debe ser por casillas (Sierra de Alcubierre, Zaragoza).

Figura 13.5. Diferente extensión del procedimiento de desbroce según el riesgo de erosión y la competencia esperable por la agrupación vegetal presente en el monte (fotos: J Pemán).

Los desbroces manuales son los que se ejecutan mediante operarios que van andando por el monte con herramientas de corte, de arranque o mecánicas operadas a mano. Pueden ser selectivos y adoptar cualquier superficie, aunque el desbroce total y por fajas no es razonable ejecutarlo por este procedimiento dado el bajo rendimiento y alto coste. Queda relegada esta ejecución al desbroce por casillas.

Los desbroces mecanizados se pueden realizar con retroexcavadoras o tractores de ruedas o cadenas. Los desbroces que se realizan con un tractor provisto de aperos son incompatibles con la ejecución de forma puntual, mientras que los que se realizan con retroexcavadora suelen ser de carácter puntual.

Los desbroces combinados con la preparación del suelo resultan de la aplicación de algún procedimiento que se estudiará en siguientes capítulos, preparación del

Erizal de *Echinospartum horridum* de 40 cm de altura y fcc del 80% con pies aislados de *Buxus sempervirens* y *Pinus sylvestris*. Ladera de pendiente superior al 35% con abundantes afloramientos rocosos. Objetivo de la repoblación protector. El desbroce selectivo, respetando los pies de boj y pino, por casillas, debe ser mecanizado (Escuaín, Huesca).

Pinar de *Pinus pinaster* en ladera de pendiente inferior al 35% y con abundantes afloramientos rocosos. Desbroce manual por casillas (Sierra Bermeja, Málaga).

Jaral de *Cistus psilosepalus* con pies de tojo en terreno llano y sin afloramientos rocosos. Objetivo de la repoblación productor. Desbroce total, a hecho y mecanizado (Melide, La Coruña).

Figura 13.6 Forma de ejecución del procedimiento de desbroce según el relieve, la pedregosidad y las características de la agrupación vegetal (fcc: fracción de cabida cubierta) (fotos: J Pemán).

suelo o plantaciones. Se enumeran brevemente las posibles alternativas en este capítulo, aunque se remite a los capítulos 14 y 15 para el detalle sobre las mismas.

Los desbroces con aplicación de fitocidas o químicos no se aplican habitualmente en la actualidad en España como tratamiento previo de la vegetación en repoblación forestal. Su aplicabilidad puede tener sentido como combinación de desbroce y escarda entendida como un cuidado cultural a aplicar en el mantenimiento de la repoblación. Por este motivo las explicaciones sobre esta alternativa se remiten al capítulo 18.

Por tanto, en este momento la discusión sobre las alternativas del desbroce en relación con la ejecución queda reducida a considerar la posibilidad de la ejecución manual y a la elección del tipo de tracción y de aperos en los desbroces

mecanizados. Los factores a considerar para escoger el modo de ejecución de los desbroces son:

- La pendiente, en cuanto que es un factor limitante para la mecanización por curva de nivel, como se ha indicado en los capítulos 4 y 9. En el intervalo de 0% a 15% de pendiente se puede mecanizar en curva de nivel con tractor agrícola normal y con cualquier otro tractor. Entre el 15% y 35% puede actuar en curva de nivel el tractor de cadenas y quedan excluidos los agrícolas. Por encima del 35% sólo se puede mecanizar en línea de máxima pendiente con tractores de cadenas y con retroexcavadoras y retroarañas. Por curva de nivel entre 35 y 55% se puede mecanizar con TTAE (ver capítulo 14).
- La pedregosidad superficial y los afloramientos rocosos o rocosidad muy frecuentes y de gran tamaño, que pueden condicionar el tránsito de los tractores. Si la frecuencia y el tamaño de los obstáculos superficiales son grandes, el tránsito del tren de rodadura de los tractores se ve interferido, independientemente de la pendiente, siendo únicamente posible circular con retroaraña. En estos casos la acción de los aperos, que debería ser continua, se ve frecuentemente interrumpida.
- Los aspectos económicos, pues el desbroce manual, a igualdad de espesura y superficie desbrozada, tiene un coste superior al mecanizado.
- La espesura del matorral, que si es baja, aunque no tanto como para descartar completamente el desbroce, puede aconsejar aplicar la ejecución manual en operación combinada con la plantación, muy frecuentemente manual.

- **Forma de afectar al matorral.** Según este cuarto y último criterio, se distinguen dos tipos: desbroces por roza y desbroces por arranque o descuaje. La roza consiste en cortar el matorral por el cuello de la raíz dejando la cepa enterrada. El arranque consiste en extraer la cepa del matorral junto con la parte aérea.

  Los factores a considerar para decidir sobre la forma de afectar al matorral en el desbroce para la repoblación son:

  - Formas de reproducción de las especies afectadas. Si la especie a desbrozar no brota de cepa o raíz es indiferente aplicar roza o arranque, aunque será preferible la roza por motivos hidrológicos. Si la especie brota de cepa y se aplica la roza hay que prever que la competencia se reduce única y transitoriamente por la luz (tabla 13.3). Por otra parte, el desbroce por roza, especialmente si se aplica en fajas, resulta selectivo respecto de la especie brotadora rozada.

    Otro aspecto que deberá ser tenido en cuenta, además de la capacidad de rebrote, es el vigor del mismo. En muchas especies el vigor del rebrote depende de la época en el que se realiza, de la edad de la cepa y de las características de la estación. El vigor del rebrote determinará la frecuencia del tratamiento una vez instalada la nueva masa forestal. En un estudio temporal realizado en dos estaciones del norte peninsular sobre la influencia que tres técnicas de desbroce (quema, roza con desbrozadora de martillos y roza con motodesbrozadora) realizadas sobre cinco especies de matorral atlántico (*Erica australis, E. cinerea, Halimium lasianthum* subsp. *alyssoides, Pterospartum tridentatum, Ulex*

Tabla 13.3. Capacidad de rebrote de diferentes especies de matorral.

Especies	Tipo de regeneración	Referencia
Jaras (*Cistus* spp.)	Germinadoras obligadas	Trabaud (1995)
Orgazas (*Halimium* spp.)	Son consideradas germinadoras, con carácter general aunque *H. lasianthum* subsp. *alysoides* es considerado como buen rebrotador.	Paula y Pausas (2008); Calvo *et al*. (2000); Fernández *et al*. (2013a)
Brezos (*Erica* spp.)	Son rebrotadoras con carácter general, aunque depende de la frecuencia de la roza, de la edad de la cepa y de las condiciones climáticas posteriores. *E. australis* y *E. cinerea*, *E. arborera*, *E. scoparia* bien; *E. umbellata* no.	Paula y Ojeda (2006); Reyes *et al*. (2009); Fernández *et al.* (2013b)
Genistas (*Genista* spp.)	Se consideran rebrotadoras facultativas	Cavero y Ederra (1999); Reyes *et al*. (2009)
Romero (*Rosmarinus offincinalis*)	Se considera rebrotadora facultativa	Trabaud (1998); De Luis *et al*. (2006); Ruiz de la Torre (2006)
Tojos (*Ulex* spp.)	Comportamiento variable según especie: *U. europaeus*, *U. gallii* y *U. minor* son considerados buenos rebrotadores. *U. micranthus* es un débil rebrotador y *U. parviflorus* es considerada como germinadora obligada	Vera de La Fuente (1994); Reyes *et al*. (2009); Fernández *et al*. (2013b)
Piorno (*Cytisus oromediterraneus*)	Es considerada rebrotadora facultativa, dado que su regeneración natural es por semilla	Gómez-Gutiérrez *et al*. (1988)
Carqueisa (*Pterospartum tridentatum*)	Buena rebrotadora	Reyes *et al*. (2009); Fernández *et al*. (2013b)
Helecho (*Pteridium aquilinum*)	Rebrotadora gracias a su sistema de rizomas	Gliessman y Muller (1978)

gallii) tenían sobre el número y longitud de los rebrotes, a los 6, 12 y 18 meses de realizarse el tratamiento, se comprobó que para la mayoría de las especies el tratamiento de desbroce no influyó en el número de rebrotes ni en su longitud a excepción de en la especie *E. cinerea* donde la quema se mostró como la técnica más efectiva (Fernández *et al*. 2013).

- Efecto hidrológico. Los arranques mecanizados, como el decapado, reducen la velocidad de infiltración del agua en el suelo, mientras que las rozas afectan muy levemente a este proceso (figura 13.7).

Jaral de *Cistus ladanifer* de 1,6 m de altura y fcc del 80%. Repoblación de carácter protector. Dado el carácter no rebrotador de la especie se recomienda desbroce por roza (La Cabrera, Madrid).

Brezal mixto de *Calluna vularis*, *Erica arborea* y *Vaccinum myrtillus*. Ladera con pendiente superior al 35%. Objetivo protector. El desbroce selectivo, se deberá realizar por roza por el efecto hidrológico (Riofrío de Riaza, Segovia).

Figura 13.7. Forma de ejecución del procedimiento de desbroce según el efecto hidrológico (fcc: fracción de cabida cubierta) (fotos: J Pemán).

Para definir el procedimiento de desbroce a emplear en una repoblación forestal hay que clasificarlo según los cuatro criterios apuntados; en su defecto, quedaría insuficientemente justificada su elección e indeterminado el procedimiento. En principio, y salvo las incompatibilidades que se han expresado al repasar los factores de decisión, todas las combinaciones son posibles (ver tablas resumen al final del capítulo).

2.2. Época del desbroce

En relación con los mecanismos de regeneración del matorral desbrozado, la época de realización del desbroce es una decisión estratégica para poder controlar la duración que esta operación puede tener en el tiempo. Por regla general, cuando se actúa sobre especies consideradas como germinadoras obligadas, la operación, ya sea mediante roza o arranque, debe realizarse antes de la maduración del fruto para evitar la incorporación de nuevas semillas al banco del suelo. En el caso de que se realice una operación de roza, y no un arranque como estaría recomendado, sobre especies consideradas como rebrotadoras, la época debe ser aquella que minimice el número y vigor de los renuevos. Tradicionalmente se ha relacionado la capacidad de rebrote (Tredici 2001) de las especies tras la roza al banco de yemas durmientes que persiste en la especie y a las sustancias de reserva que mantiene almacenadas. Este último aspecto hoy en día está sometido a discusión (Canadell y López-Soria 1998; Peguero y Espelta 2011), al evidenciarse que el rebrote puede estar más condicionado por la existencia de un proceso de estrés, el hídrico en el caso del ámbito mediterráneo, que reduzca la disponibilidad de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno para el nuevo rebrote.

De confirmarse estos resultados, la época favorable para la roza en el ámbito mediterráneo sería al final del periodo de estrés, es decir, el mes de septiembre. Por razón del riesgo de incendios, con carácter general, los desbroces quedan descartados desde mediados de junio a finales de septiembre. Por otra parte, como en muchos casos el desbroce se hace asociado a la preparación del suelo, será esta operación la que fije la época de ejecución más conveniente.

2.3. Procedimientos de desbroce

Para cada procedimiento que se describe se tratará de mantener un orden común que es: denominación; herramientas, aperos o equipos empleados; método operativo; condiciones de aplicación y efectos; y rendimientos.

2.3.1. Desbroce manual

Operación consistente en la roza o arranque de la vegetación mediante el uso de una herramienta que porta un operario. Esta técnica, generalmente, no produce la eliminación o trituración de la vegetación rozada o arrancada. Normalmente se emplea para desbroces de carácter puntual y selectivo.

Condiciones de aplicación. Es la forma más eficaz de hacer un desbroce selectivo. La roza es preferible hacerla con motodesbrozadoras por ser más rápido y requerir menos esfuerzo, habiendo quedado el uso de herramientas manuales de corte en desuso. El arranque debería limitarse al desbroce puntual, ligado a la ejecución de la plantación cuando hay baja espesura del matorral.

Herramientas. Hoz, calabozo o podón y motodesbrozadora para las rozas. Azada, retamero y zapapico para los arranques (figura 13.8).

Podón, calabozo o tajamata. Herramienta a brazo con una anchura de corte de 70 mm para la roza del matorral (www.bellota.com).

Zapapico. Herramienta a brazo que permite realizar el arranque de la vegetación (www.bellota.com).

Azada de boca ancha. Herramienta a brazo para el arranque de la vegetación (foto: J Pemán).

Figura 13.8. Herramientas para la realización del desbroce manual.

La desbrozadora portátil o motodesbrozadora consiste en una máquina ligera, de 8 a 12 kg según modelos, en la que se pueden distinguir los siguientes componentes (figura 13.9):

- Motor de explosión: de una cilindrada que según los modelos puede oscilar entre 34 y 57 cm^3 y una potencia entre 1,9 y 3,8 CV.
- Manillar: con gatillo acelerador y sistema de bloqueo. En algunos modelos está calefactado.
- Trasmisión rígida (o con sirga flexible en los modelos de mochila) y caja de engranajes.
- Deflector: protector de la proyección de partículas al exterior.
- Elemento de corte:
  - Discos o sierras circulares de dientes en pico o dientes tipo Maxi, Scarlett, etc. Disco de acero de 20 a 25 cm con un número variable de dientes de diferentes tipos que van triscados.
  - Cuchilla trituradora. Cuchilla de acero con dos dientes, cuyos extremos afilados forman un ángulo de 90º con el eje de la cuchilla. A diferencia de los discos anteriores el corte que produce no es limpio; es un desgarre. Sin embargo, permite la trituración del residuo vegetal (Yagüe y Cobos 1997).
- Arnés: de mochila en los modelos de tubo portaherramientas flexible.

Método operativo. Se forman cuadrillas de varios trabajadores provistos de equipos de seguridad y herramientas que, controlados por un capataz, avanzan por el monte cada

Figura 13.9. Componentes principales de la motodesbrozadora: a) motor, b) manillar y acelerador, c) trasmisión y caja de engranajes, d) deflector, e) elemento de corte (cuchilla trituradora, disco), f) mochila (www.sthil.es). En las fotografías inferiores, disco y cuchilla trituradora (fotos: J Pemán).

uno por una faja si es lineal el desbroce o en línea de máxima pendiente si se ejecutan casillas que se señalan previamente o bien se replantean sobre la marcha (figura 13.10). Los restos del desbroce se suelen dejar apilados en fajas o montones para su eliminación mecánica, su natural descomposición o quedan triturados si el elemento de corte de la motodesbrozadora así lo hace.

Desbroce con motodesbrozadora con disco (foto: R Planelles).

Desbroce con motodesbrozadora con cuchilla trituradora (foto: J Pemán).

Residuo de desbroce después de utilizar la cuchilla de triturado (foto: J Pemán).

Figura 13.10. Desbroces con motodesbrozadora.

Rendimientos. Varían según el diámetro basal de la vegetación, la fracción de cabida cubierta y la pendiente (Grupo Tragsa 2011; Junta de Extremadura 2015) y también según la altura de la vegetación (Forestal Catalana 2014; Asociación Española Ingeniería Paisaje 2016) (tabla 13.4).

2.3.2. Quema de matorral en pie

Procedimiento consistente en la eliminación de la vegetación mediante su combustión controlada. Este procedimiento se enmarcaría en lo que se conoce como quemas prescritas, es decir, la aplicación controlada del fuego a combustibles forestales en un área determinada, en unas condiciones meteorológicas escogidas para conseguir unos objetivos de gestión previamente definidos (Martin y Dell 1988). No tiene carácter selectivo y se utiliza para desbroces a hecho o por fajas.

Tabla 13.4. Rendimientos del desbroce manual y con motodesbrozadora.

Diámetro basal (cm)	Pendiente (%)	Fracción cabida cubierta (%)	Rendimiento (h ha^{-1})		
			Grupo Tragsa (2011)		Junta de Extremadura (2015)
			Manual	Motodesbrozadora	Motodesbrozadora con cuchilla de picado
< 3	< 50	< 50	22,065	11,136	44,410
		50-80	57,065	30,227	66,82
		> 80	79,13	41,363	80,68
	> 50	< 50	26,63	13,522	53,3
		50-80	68,478	36,591	80,19
		> 80	95,108	49,318	96,82
3 - 6	< 50	< 50	41,847	19,86	75,06
		50-80	108,804	51,704	113,09
		> 80	150,652	71,591	136,35
	> 50	< 50	50,217	23,863	90,07
		50-80	130,869	62,045	135,71
		> 80	181,087	85,909	163,62
> 6	< 50	< 50	75,25	34,125	
		50-80	196	89,25	
		> 80	271,25	124,25	
	> 50	< 50	90,125	41,125	
		50-80	235,375	107,625	
		> 80	325,5	148,75	

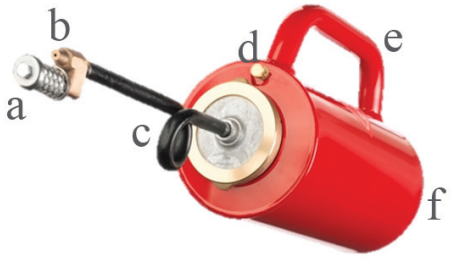
Condiciones de aplicación y efectos. Está muy limitada su aplicación por las fuertes pendientes, que pueden hacer incontrolable el incendio, por la época del año y el día concreto más adecuado, según la ventana de prescripción. Las características del suelo son, también, muy condicionantes, pues se debe limitar a suelos permeables, no calizos y bastante humificados.

Por otra parte, es una operación que puede no ser bien comprendida por las poblaciones rurales con lo que puede constituir un mal ejemplo en relación a las campañas estivales de prevención y extinción de incendios forestales.

En lugares sin las limitaciones apuntadas en relación con las condiciones de propagación de incendios forestales, con aspectos sociológicos favorables y con suelos de textura equilibrada, reacción ácida y alta humificación, el procedimiento, además de la economía, tiene la ventaja de mineralizar parte de la materia orgánica del suelo proporcionando nutrientes a las plantas introducidas.

Herramientas y equipos. Antorchas de goteo y equipos de extinción de incendios como batefuegos, palines, extintores de mochila y vehículos autobomba (figura 13.11). La antorcha de goteo, según su capacidad, puede tener unas dimensiones de 9 a 15 cm de diámetro y hasta 64 cm de largo, con un peso inferior a 3 kg. Se pueden distinguir los siguientes componentes:

- Quemador: formado por una mecha.
- Boquilla: extremo superior de la lanza por donde sale la mezcla combustible al quemador.
- Lanza: tubo de acero hueco de un diámetro alrededor de 10 mm y una longitud de 300 mm provisto de un bucle para evitar el retorno. En su extremo superior está la boquilla donde se acopla el quemador y en su extremo inferior el depósito.
- Válvula de aire: ubicada en la parte superior del depósito tiene como función aumentar o disminuir la salida de combustible de la lanza y evitar la presencia de aire a presión en su interior.
- Asa
- Depósito o tanque: cilíndrico de una aleación metálica ligera de máxima resistencia a las altas temperaturas y a los golpes. Su capacidad, según modelos, oscila entre 1 y 5 l. La parte superior dispone de una tapa enroscada donde se ajusta la lanza. El material combustible que lleva en su interior es una mezcla de gasolina (33-40%) y gasóleo (60-66%).



a) quemador, b) boquilla, c) lanza, d) válvula de aire, e) asa y f) depósito (www.vallfirest.com).

Demostración de uso de la antorcha de goteo para una quema prescrita (foto: J Pemán).

Figura 13.11. Antorcha de goteo: componentes principales y forma de uso.

Método operativo. La preparación de las labores de quema supone varios trabajos diferentes que deben ajustarse a una planificación previa, que tiene como objetivos asegurar que toda la información pertinente del área afectada por la misma ha sido estudiada y evaluada, además de asegurar que todas las quemas se conducen ordenadamente y con destreza (Molina 2000) (figura 13.12). Esta planificación tiene dos niveles; uno general que hace referencia a todo el área afectada y otro particular que es el plan de cada quema. En la prescripción de la quema se deben establecer las especificaciones del tratamiento, la estrategia de quema y la evaluación de la misma. La organización propiamente de la quema precisará de las siguientes tareas:

- Preparación de la quema. Abarca la obtención de permisos, información, realización líneas de defensa, ubicación de los equipos de apoyo, etc.
- Toma de datos antes de la quema.
- Ignición. Se inicia por los linderos al amanecer, pudiendo utilizar varios sistemas de ignición (tabla 13.5).
- Control y vigilancia del fuego. Durante el progreso del mismo, con el fin de evitar riesgos de propagación, y durante su extinción definitiva. Se puede dejar un retén de vigilancia si se considera oportuno por el riesgo existente.
- Evaluación de resultados.

Se realizan cortafuegos que delimitan la zona a quemar previamente. La superficie delimitada para una operación de quema no debe ser superior a 10 - 20 ha en el norte de la península donde la densidad de matorral es más abundante y a 15 - 100 ha en el resto. Las condiciones meteorológicas no serán favorables a la progresión rápida del fuego y se controlará su progresión hasta la extinción total.

Quema prescrita de matorral de *Cistus ladanifer*.

Matorral quemado.

Figura 13.12. Desbroce por quema (fotos: J Pemán).

Rendimiento. Existe una gran disparidad de valores; producto, probablemente, del sistema de cálculo y de las condiciones de la quema. Según diversas referencias bibliográficas el rendimiento puede variar entre 16 y 69 h ha^{-1} aunque, según el cálculo realizado para una parcela típica en Cataluña, este puede elevarse hasta 293 h ha^{-1} (Ruíz-Bellet 2009).

2.3.3. Desbroce mecanizado por laboreo

Tratamiento superficial sobre el suelo, limitado a una profundidad de entre 5 y 15 cm, que permite mullir el perfil volteándolo o sin voltearlo, contribuyendo a la eliminación de la vegetación herbácea y el matorral. Esta acción, entendida como un desbroce, al arrancar el sistema radical, realiza a la vez una escarda. Constituye la preparación del suelo para siembras a voleo a hecho o por fajas y es la técnica más común para el control de la competencia en las choperas o en terrenos llanos. Aunque su principal objetivo es la eliminación de la vegetación competidora, este tratamiento contribuye, según la profundidad del mismo, a mejorar la permeabilidad y aireación del suelo y a incorporar materia orgánica (Sixto *et al*. 2008).

Tabla 13.5. Características de los tipos de quema (Martin y Dell 1988).

Tipo de quema	Descripción	Condiciones de uso	Ventajas y desventajas
A favor	Apoyándose en la línea perimetral a sotavento se inicia la quema con una faja en contra del viento, como margen de seguridad, y luego apoyándose en la línea a barlovento se procede a quemar	Grandes extensiones, combustibles ligeros, restos de corta	Muy rápida, barata, buena dispersión del humo. Alta intensidad, medidas de seguridad mayores.
En contra	Se inicia la quema en la línea perimetral a sotavento. El fuego avanza contra el viento o bajando por la ladera	Bajo arbolado o con combustibles pesados, restos de corta	Muy lenta, baja intensidad, muy segura. Humo próximo al suelo, cara, requiere mucho tiempo.
Por fajas	Apoyándose en la línea perimetral y a sotavento se establecen líneas o fajas perpendiculares a la dirección del viento o de la pendiente. La distancia entre líneas depende del comportamiento del fuego	Grandes extensiones, bajo arbolado, matorrales, restos de corta	Relativamente rápida, intensidad regulable, coste moderado. Transitable el interior, mayor experiencia de los quemadores.
Por puntos	Consiste en provocar distintos puntos de ignición de forma simultánea o progresiva, de manera que cada uno de ellos pueda ser controlado por la propagación de los otros focos vecinos. Al realizarlo en contra del viento, el patrón de propagación de cada uno de estos focos será elíptico hasta que interactúen unos con otros	Grandes extensiones, matorrales, restos de corta	Relativamente rápida, intensidad regulable, coste moderado. Necesita acceso por el interior del área a quemar.
Por flancos	Se encienden varias líneas de fuego de forma simultánea y paralelas a la dirección del viento pero a sotavento o paralelas a la pendiente. A medida que los quemadores van avanzando el fuego les sigue detrás de ellos en forma de V	Combustibles ligeros bajo cubierta, y matorrales, restos de corta	Tamaño de llama entre los primeros sistemas. Coste moderado. Segura. Fácil control. Necesidad de buena coordinación.
Central	Se inicia la quema encendiendo la parte central del sector y luego se inicia el encendido perimetral	Matorrales, restos de corta	Muy rápida, alta intensidad. Desarrollo de corrientes convectivas peligrosas. Personal con experiencia.

Condiciones de aplicación y efectos. Se trata de un desbroce por arranque, poco selectivo, y que puede ser por fajas o a hecho.

Equipo y aperos. Tractor agrícola generalmente de ruedas, por las superficies donde se utiliza, que porta como apero un rotocultor, una grada de discos, púas o varillas, un arado de discos, un chisel o un arado de vertedera (figura 13.13).

- Rotocultor. Apero consistente en un eje horizontal del que salen, de manera equilibrada, un conjunto de brazos o azadas con su extremo acodado, que producen, por la rotación del eje, la pulverización del suelo. Las azadas suelen estar agrupadas por bloques o discos, con unas 6 cuchillas por disco, con un diámetro total del rotor de 500 a 550 mm. Produce una rotura y esponjamiento del suelo que queda pulverizado sobre todo el perfil trabajado. También se denomina rotovator.
- Grada de discos. Discos verticales, de casquete esférico, troncocónico o acanalados, montados en bloques que giran sobre un eje común. Estos bloques se montan formando un ángulo con la dirección de avance con lo que los discos tienden a rodar a la vez que mezclan las capas del suelo (Márquez 2000). Para el caso de labores de desbroce o escarda las gradas de disco son ligeras, al contrario que las que se usan como preparación del suelo que son más pesadas.
- Chisel o arado cincel. Apero formado por un conjunto de brazos, resistentes y flexibles, que portan en su extremo una reja con forma de aleta.
- Arado de vertedera. Apero formado por uno o más cuerpos, cada uno de los cuales está formado por una reja que realiza un corte horizontal del suelo y una vertedera que lo voltea. Esta labor permite el alzado y enterramiento de la vegetación y contribuye a la aireación e infiltración del agua hacia los horizontes más profundos.

La efectividad de los diferentes aperos en el arranque, triturado y enterrado de la vegetación ha sido valorada por Mohler (2001) en el ámbito agrícola (tabla 13.6).

Método operativo. El apero, arrastrado y/o accionado por el tractor, va realizando una labor en el horizonte superior del perfil de modo que la vegetación queda arrancada y semienterrada. Se puede aplicar a hecho o en fajas alternas.

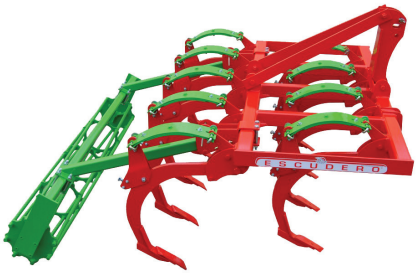
Rendimientos. Según las tarifas de precios de la Junta de Extremadura (2015), los rendimientos de un gradeo con tractor agrícola según sean con una pase o dos varían entre 1,37 y 2,95 h ha^{-1} y si el tractor es de cadenas entre 1,95 y 3,38 h ha^{-1}.

Tabla 13.6. Efectividad de los diferentes aperos en el arranque, triturado y enterrado de la vegetación según Mohler (2001).

Apero	Arranque	Triturado	Enterrado
Arado de vertedera	Buena	Pobre	Buena
Chisel	Moderada	Pobre	Moderada
Grada de discos	Moderada	Buena	Moderada
Rotocultor	Moderada	Buena	Moderada

Grada de discos (foto: J Arnó).

Rotocultor (www.gehl.es).



Arado cincel o chisel con rodillo de varillas
(www.hermanosescudero.com).

Figura 13.13. Aperos para el desbroce mediante laboreo.

2.3.4. Desbroce mecanizado con desbrozadora

Operación consistente en la roza y trituración de la parte aérea de la vegetación en pie mediante tractores con aperos que portan piezas múltiples rotatorias que giran a gran velocidad y avanzan por el terreno golpeando las matas leñosas, rompiendo sus tallos cerca del suelo e introduciendo sus partes aéreas en tambores metálicos donde por reiteración del golpeteo resultan trituradas (Navarro-Garnica *et al*. 1977).

Condiciones de aplicación. Los desbroces resultantes son por roza, se pueden realizar por fajas o a hecho y su selectividad depende de la habilidad del tractorista en localizar y sortear los ejemplares a reservar, pero pueden plantearse como selectivos, especialmente respecto de las especies de matorral o arbóreas rebrotadoras. En los terrenos pedregosos puede originar incendios por la generación de chispas al golpear las piedras, sobre todo si son silíceas.

Equipo y aperos. Normalmente, el equipo básico se compone de un tractor de ruedas, o de cadenas para evitar pinchazos o trabajar en mayores pendientes, de potencia entre 65 y 200 CV que arrastra suspendida una desbrozadora. Normalmente se emplean tractores de cadenas entre 90 y 110 CV. También se puede implementar sobre el brazo articulado de una retroexcavadora o retroaraña. Este apero dispone de un rotor (vertical

u horizontal) que gira sobre el que se disponen los elementos de corte que le permiten cortar y triturar la vegetación (Navarro-Garnica *et al*. 1977; García Salmerón 1991). Existen modelos con grupo reversible que permite su acoplamiento al frontal del tractor y otros implementados sobre robots forestales dirigidos por control remoto, utilizados en el ámbito de la jardinería en espacios urbanos y periurbanos con fuertes pendientes (Energreen 2016). Atendiendo a la disposición del eje de giro se pueden distinguir (tabla 13.7):

- **Desbrozadoras de eje o rotor vertical**. Constan de una carcasa metálica enganchada al tractor por un sistema de tres puntos de altura variable, y que acciona mediante la toma de fuerza y un cardan que transmite la fuerza a un eje o dos ejes verticales, según modelos, donde va acoplado un sistema de cuchillas articuladas o cadenas. Cada uno de los ejes verticales puede llevar 4 cadenas ó 2 cuchillas. El movimiento a gran velocidad (300-2.400 rpm) de dichos elementos es lo que produce el corte y trituración de la vegetación.
  - **Desbrozadora de cadenas.** Se utiliza normalmente para desbroces de vegetación de diámetro inferior a 10 cm, aunque algunos modelos, por su robustez, pueden realizar desbroces de diámetros superiores (figura 13.14). El mantenimiento principal que requieren es la reposición de las cadenas cuando se rompe algún eslabón. Los componentes principales son:
    - Enganche tripuntal
    - Cardan accionado por la toma de fuerza, que activa la caja de engranajes.
    - Cilindro hidráulico para elevación del apero
    - Patines de regulación de altura
    - Rotor vertical. Hay modelos con uno y otros con dos.
    - Planos de corte donde se insertan las cadenas
    - Elementos percutores o de corte. Constituidos por eslabones de cadenas reforzadas. Suele disponer de cuatro, dos por cada plano de giro. El ancho de corte puede variar desde 1,3 m en el caso de un solo eje hasta 2,6 m en el caso de dos ejes.
  - **Desbrozadora de cuchillas.** Dispone de dos cuchillas articuladas por eje, con un ancho de corte que puede variar desde 1,3 m en el caso de un solo eje hasta 2,6 m en el caso de dos ejes (figura 13.14). La altura de corte es regulable, oscilando desde 9 a 20 cm. Por ser su elemento de corte afilado no está indicado para suelos pedregosos. Se utiliza normalmente para desherbados aunque algunos modelos, por su robustez, pueden realizar desbroces de matorral de pequeño diámetro. El mantenimiento principal que requieren es el afilado y sustitución de las cuchillas.
- **Desbrozadoras de eje horizontal**. Se trata de un equipo análogo al anterior, con la diferencia de que la rotación se transmite a un eje horizontal, paralelo al suelo, sobre el cual va instalado un sistema de martillos. Es un apero más robusto que las desbrozadoras de cadenas y cuchillas, permitiendo el desbroce de vegetación. Su uso más extendido, en la actualidad, es para la trituración de los residuos de podas y cortas. Existen modelos de desbrozadoras de cuchillas

Tabla 13.7. Características técnicas de algunos tipos de desbrozadoras (datos obtenidos de modelos de las marcas Ventura, Serrat y Belafer).

Elemento de corte	Número de elementos de corte	Anchura de la labor (cm)	Potencia mínima requerida al tractor (CV)	Peso (kg)
Cadenas	4	120 – 200	40/50 – 90/120	310 – 1050
Cuchillas	2	100 – 120		130 – 165
Martillos flotantes	24 – 32	160 – 200	80/100 – 140/200	1150 – 3000
Martillos rígidos	22 – 36	160 – 250	40 – 130	808 – 1075

Figura 13.14. Componentes principales de la desbrozadora de cadenas y cuchillas: a) enganche superior e inferior, b) caja de engranajes accionada por la toma de fuerza, c) cilíndricos hidráulicos para elevación de la desbrozadora, d) patines de regulación de altura, e) rotor vertical, f) planos de corte y enganche de las cadenas, g1) elementos de corte mediante eslabones de cadenas reforzadas, g2) cadenas modificadas con pieza metálica cuadrada en el extremo, g3) desbrozadora con cuchillas articuladas en su extremo (fotos: J Pemán).

de eje horizontal pero sin uso en el ámbito forestal. Sus componentes principales son (figura 13.15, tabla 13.7):

- Enganche tripuntal
- Cardan accionado por la toma de fuerza, que activa la caja de engranajes.
- Transmisión lateral por correas
- Patines antidesgaste de regulación de la altura del corte
- Arco de protección para el tumbado y encamado de la vegetación
- Portón trasero hidráulico con cortina de cadenas para evitar la proyección exterior de partículas
- Rotor horizontal de gran diámetro
- Martillos. Son el elemento percutor que realiza el corte y trituración de la vegetación. Pueden ser:

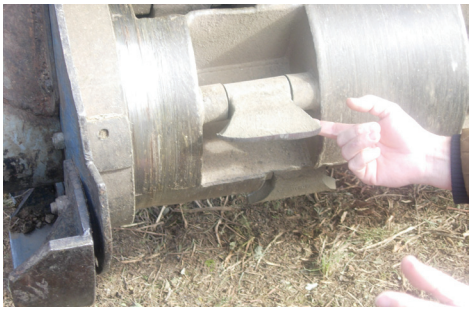
- Flotantes: con giro de 360º que, según modelos, pueden variar desde 12 hasta 40 martillos, permitiendo un ancho de desbroce desde 1,2 hasta 2,5 m. El principal mantenimiento de estas desbrozadoras es la sustitución de los martillos rotos (figura 13.16). Es el tipo de desbrozadoras más extendido. El ancho de la pala del martillo oscila suele oscilar entre 70 y 120 mm y su peso entre 1,7 y 2,4 kg. Hay que descartar aquellas desbrozadoras que no tengan martillos flotantes que giren 360º.
- Rígidos: más robusta que la anterior, dado que el martillo está fijado al rotor, disponiendo de una punta recambiable. Permite desbrozar el matorral y arbolado de diámetro mayor. No tienen problema con las piedras, pero se pueden enganchar en los tocones grandes si no los rompen en el primer golpe.

Figura 13.15. Componentes principales de una desbrozadora de martillos: a) enganches superior e inferior, b) toma de fuerza que acciona al cardan, c) transmisión lateral, d) patines reguladores de altura, e) arco de protección y tumbador de arbustos, f) portón trasero hidráulico y cortina de cadenas de protección, g) rotor horizontal, h1) martillos flotantes, h2) martillos fijos (fotos: J Pemán).

Método operativo. Circula realizando desbroces a hecho, o bien por fajas de igual anchura que la del apero. Estas últimas en curva de nivel hasta una pendiente del 35% si el tractor es de cadenas. Recientemente se han acoplado desbrozadoras de eje vertical al brazo hidráulico de la retroaraña, lo que permite superar cualquier pendiente o situación de irregularidad superficial para hacer desbroces mecanizados por roza en puntos o en fajas (figura 13.17).

Desbrozadora de martillos flotantes muy rústicos y resistentes.

Mellado y desgaste del martillo.



Rotura de un martillo debido a la excesiva anchura de la pala y su baja rusticidad.

Figura 13.16. Martillos flotantes (fotos: J Pemán).

Los restos del desbroce quedan triturados y esparcidos homogéneamente por el suelo. Las desbrozadoras de eje horizontal pueden ir acopladas en la parte delantera o trasera del tractor. Se trata de mecanismos más complicados que el anterior y por ello menos utilizados. La altura del matorral condiciona el diámetro de la desbrozadora y por tanto la potencia del tractor. Para tractores convencionales de cadenas, las limitaciones de pendiente son similares y también la forma de operar.

Al tractor todoterreno de alta estabilidad (TTAE), diseñado y construido en España (por IARA, Ibersilva, Diseños y Montajes Andaluces SA, Servicios Forestales SA y TAIFOR, en Andalucía), que permite realizar labores por curvas de nivel hasta pendientes del 55%, se le puede acoplar una desbrozadora frontal, de eje horizontal y de 2 m de anchura que permite realizar desbroces mecanizados por roza en fajas o a hecho. Esta roza la realiza simultáneamente a una preparación del suelo por subsolado en curva de nivel (ver capítulo 14). Más recientemente, la empresa asturiana Valledor ha diseñado un cabezal desbrozador de eje vertical, nombre comercial desbroyador, que, adaptado al brazo articulado de una retroexcavadora o retroaraña, permite la realización de desbroces puntuales o por fajas en zonas de gran pendiente (<60%), así como la preparación del suelo de manera simultánea.

Este tipo de desbroce es de gran eficacia sobre matorrales de tamaño medio tipo jarales o brezales, lo que hace que sea muy recomendable para repoblaciones en grandes superficies. En general se aplica para repoblaciones protectoras o productoras en terrenos de acceso fácil y poca pedregosidad, aunque también se ha utilizado desbrozadoras de cadenas en terrenos pedregosos de pendiente fuerte, donde la imposibilidad de utilizar otro tipo de desbroce justifica los gastos adicionales de desgaste de las cadenas o martillos.

Desbrozadora de martillos sobre tractor agrícola.

Desbrozadora de cadenas adaptada del cabezal desbroyador.

Estado de la superficie después de pasar una desbrozadora de martillos Se puede observar al fondo el tipo de matorral desbrozado.

Figura 13.17. Desbroce con desbrozadoras de martillos y cadenas (fotos: J Pemán).

Rendimientos. Las variables que influyen en el rendimiento de esta operación es la fracción de cabida cubierta (Grupo Tragsa 2011; Junta de Extremadura 2015; Asociación Española Ingeniería Paisaje 2016) y la pendiente (Grupo Tragsa 2011) (tabla 13.8).

2.3.5. Desbroce mecanizado con la cuchilla de la hoja frontal de un tractor de cadenas

Un tractor de cadenas mediante la cuchilla de su hoja *dozer,* inclinada en su plano horizontal, puede realizar dos técnicas de desbroce según la cuchilla se introduzca en el suelo, decapado, o no, roza al aire.

Tabla 13.8. Rendimientos del desbroce con desbrozadora según las tarifas del Grupo Tragsa y las bases de precios de Paisajismo y de la Junta de Extremadura.

Fracción de cabida cubierta (%)	Pendiente (%)	Rendimiento (h ha^{-1})		
		Grupo Tragsa (2011)	Junta de Extremadura (2015)	Paisajismo (2014)
< 50	< 10	5	4,72	6 - 11
	10 - 20	5,5		
	20 - 30	6		
50 - 80	< 10	10,83	5,2	17
	10 - 20	11,666		
	20 - 30	13,333		
> 80	< 10	14,999	6,4	25
	10 - 20	16,666		
	20 - 30	18,333		

El decapado supone la eliminación del matorral mediante el paso de la hoja frontal de un tractor de cadenas cuya cuchilla, ubicada en su borde inferior, arranca el matorral y su inclinación lateral (*angle*) lleva a depositar el espesor superficial del suelo, de 5 a 10 cm, mezclado con las raíces y partes aéreas del matorral en cordones o caballones laterales (Navarro-Garnica *et al*. 1977). La roza al aire es una variante en la cual la cuchilla de la hoja *dozer* no penetra en el suelo, por lo cual corta, arranca o simplemente dobla los arbustos y matas del matorral que quedan tendidos cubriendo el suelo, siendo una labor muy difícil de realizar correctamente. En ocasiones esta roza es una operación previa a la quema del matorral en pie.

Condiciones de aplicación y efectos. El resultado de la roza al aire es un desbroce por roza y del decapado un desbroce por arranque. Por la extensión superficial se pueden aplicar indistintamente a desbroces lineales y a hecho.

La selectividad de ambos procedimientos es muy dudosa. La limitación por la pendiente para trabajo en curva de nivel es del 35% para los tractores de cadenas convencionales y del 55% para el tractor TTAE. No están limitados por la pedregosidad superficial, aunque sí por los afloramientos rocosos. El decapado no se debe aplicar en suelos de escasa profundidad o de gran pedregosidad pues concentra la tierra fina en un cordón o caballón en el que no se puede plantar. Tampoco es conveniente el decapado en suelos calizos descarbonatados superficialmente.

La efectividad del decapado en facilitar la transitabilidad, reducir la competencia y el riesgo de incendio a corto y más largo plazo, lo hacen aconsejable en suelos profundos para

repoblaciones de objetivo productor. Se suele aplicar combinado con un subsolado sobre la faja decapada dando lugar a un procedimiento de preparación del suelo denominado acaballonado superficial (capítulo 14). Es una técnica muy utilizada en restauraciones de antiguas repoblaciones, después de una perturbación, donde la preparación del suelo inicial habían sido las terrazas.

Equipo y apero. Tractor de cadenas convencional de más de 100 CV con movimiento *angle* y *tilt* de su hoja frontal. Los componentes principales del tractor son (figura 13.18):

- Cabina
- Motor
- Depósito de combustible
- Hoja delantera. Para las operaciones de desbroce se pueden utilizar:
  - Pala empujadora de altura entre 0,8 y 1,4 m y longitud entre 3,2 - 4 m según modelos en función del ancho del tractor. En ella se puede distinguir i) la vertedera que permite el volteado de la tierra, ii) la cuchilla que es el elemento de desgaste ubicado en la parte inferior de la hoja y con la que se realiza el corte de la vegetación y iii) las cantoneras situadas en las esquinas inferiores de la hoja que permiten la excavación. La hoja puede ir anclada al tractor con arcos o bastidores exteriores o interiores (figura 13.19). Puede disponer de movimientos de: i) elevación, clásico *bulldozer*, ii) *angle* o de inclinación en el plano horizontal hasta un ángulo de 25º, según modelos, y iii) *tilt* o de inclinación en el plano vertical.
  - Hoja de rastrillo o desbrozadora. Sistema de uñas que forman una pala frontal, y que permite la roza de la vegetación y un escarificado superficial del suelo. Comúnmente se denomina Rastrillo o Fleco®, por ser la casa comercial que lo diseñó inicialmente.
- Tren de rodaje de cadenas. Las cadenas están formadas por tejas, que según su diseño pueden facilitar la adherencia del tractor.
- Rueda dentada motriz
- Bastidor
- Rodillos por donde circula la cadena
- Rueda guía
- Brazo de la hoja
- Cilindros hidráulicos de elevación e inclinación de la hoja

Método operativo. El tractor avanza con la cuchilla frontal paralela al suelo, normalmente por curva de nivel (figura 13.20). Se describen dos modalidades de desbroce con este procedimiento: una es la llamada roza al aire en la que la cuchilla no toca la superficie del suelo y va cortando, o arrancando en algún caso, la parte aérea del matorral, que tiene poca efectividad; y la otra se llama decapado en la que la cuchilla penetra entre 5 y 10 cm en el suelo y procede al arranque de todo el matorral y a la remoción y acaballonado de la parte superficial del perfil.

Figura 13.18. Componentes principales del tractor y aperos para la realización de la roza y decapado con tractor oruga: a) cabina, b) motor, c) depósito combustible, d) pala empujadora, e) tren de rodaje de cadenas, f) rueda dentada motriz, g) bastidor, h) rodillos, i) rueda guía, j) brazo de la hoja o arco, k) cilindros hidráulicos de inclinación de la hoja, l) cilindros hidráulicos de elevación de la hoja (foto: www.komatsu.es); la pala empujadora está compuesta por d1) vertedera, d2) cuchilla y d3) cantoneras (foto: J Pemán); m) hoja desbrozadora tipo Fleco® o rastrillo (foto: J Pemán).

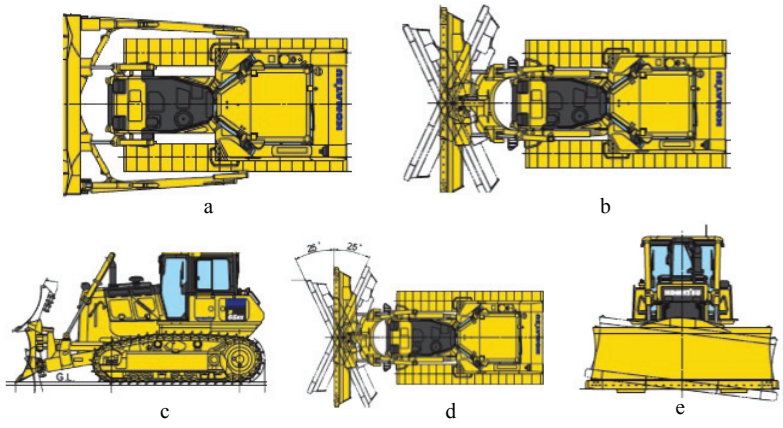


Figura 13.19. Sistemas de anclaje y movimiento de la hoja empujadora: a) arco exterior, b) arco interior, c) movimiento de elevación de la hoja, d) *angle* o movimiento de inclinación horizontal, e) *tilt* o movimiento de inclinación vertical (fuente: Komatsu).

Labor de roza al aire
(foto: J Pemán).

Labor de decapado sobre terraza de antigua repoblación (foto: X Goñi).

Estado de una terraza donde se ha realizado un labor de decapado (foto: X Goñi).

Figura 13.20. Preparación de roza al aire y decapado con *angledozer*.

En ambos casos el avance del tractor desbroza una faja de anchura equivalente a la longitud de la proyección ortogonal de la cuchilla y deja un cordón de restos en la zona aguas abajo de la faja. Estos restos se suelen dejar así para su descomposición natural. La mayor ventaja operativa de estos tipos de desbroce es que el mismo equipo, con un subsolador, se emplea muy frecuentemente en la preparación del suelo.

El decapado es un sistema muy recomendable en repoblaciones protectoras, pero siempre y cuando el tipo de matorral pueda suponer una fuerte competencia y tenga una función ecológica baja (*Cistus* spp.) o en céspedes montaña y pastizales. Para optimizar la labor debe controlarse adecuadamente las condiciones del suelo, ya que el decapado supone la remoción de un espesor superficial de 5 a 10 cm, dejando una faja totalmente descubierta, y por tanto de gran sensibilidad a procesos erosivos. Cuando exista duda sobre la viabilidad del decapado, deberá optarse por la roza al aire. El uso de hojas desbrozadoras tipo Fleco® supone una alternativa muy interesante para muchos terrenos que presenten limitaciones para los decapados, ya que evitan un tratamiento total de la faja, pero aportan un excelente escarificado superficial que mejora el comportamiento hidrológico del suelo.

Rendimiento. Depende de la pendiente (Grupo Tragsa 2011; Forestal-Catalana 2013) (tabla 13.9).

Tabla 13.9. Rendimientos del desbroce mediante decapado según las tarifas del Grupo Tragsa y la base de precios Paisajismo.

Pendiente (%)	Rendimiento (h km^{-1})	
	Grupo Tragsa (2011)	Paisajismo (2014)
< 15	0,91 (1)	0,53
15 - 25	1,22 (2)	0,59
25 - 35		0,7

(1) Pendiente inferior al 20%.
(2) Pendiente entre el 20 y 30%.

2.3.6. Desbroces combinados con los procedimientos de preparación del suelo

Algunos procedimientos de preparación del suelo llevan aparejada la eliminación del matorral, por lo que cuando se aplican, el desbroce por arranque es simultáneo y no es necesario proyectarlo independientemente.

Aunque se describen en el capítulo 14, se enumeran a continuación. Se trata de los desbroces que provoca la preparación del suelo por: ahoyado mecanizado con retroexcavadora, que realiza con eficacia un desbroce por casillas por arranque; todos los procedimientos que emplean arados forestales, el aterrazado con subsolado y, sobre todo, el acaballonado superficial o terraza volcada, que elimina el matorral al realizar el caballón antes de subsolar (figura 13.21).

También se puede considerar como un desbroce asociado a otra operación el que se realiza simultáneamente a la plantación, desbroce que resulta ser manual, puntual y por arranque. Este desbroce se propone cuando la espesura del matorral es escasa hasta el punto de que no es necesario diseñar un tratamiento específico de la vegetación. El operario que realiza la siembra o plantación, y con la misma herramienta con la que realiza la casilla o cata correspondiente, realiza el desbroce del escaso matorral que pueda interferir a las nuevas plantas.

Acaballonado superficial. Desbroce por decapado, lineal, selectivo y simultáneo a preparación del suelo. (foto: J Otero).

Ahoyado con retroaraña. Desbroce simultáneo, puntual, por arranque y selectivo (foto: V Gómez Sanz).

Figura 13.21. Desbroce realizado de modo simultáneo a la preparación del suelo.

3. Destoconado

El destoconado se puede definir, genéricamente, como una operación destinada a evitar el rebrote, bien de cepa o bien de raíz, a partir de las cepas de pies apeados en el rodal que se va a repoblar. En otras ocasiones, la eliminación de las cepas puede tener como objetivo evitar que estas limiten o impidan alguno de los trabajos de preparación del terreno. El término "destoconado" procede del primer procedimiento empleado que consiste en la extracción de la cepa. Sin embargo, nuevas alternativas de eliminación de tocones o acciones para evitar la brotación pueden ser incluidas en este término.

En España, los casos más frecuentes de aplicación de destoconados se dan en eucaliptales y en choperas. En eucaliptales se hace necesario cuando se pretende un cambio de especie o se quiere aumentar la productividad, bien por introducción de nuevas plantas mejoradas, bien por decaimiento del rendimiento de las cepas por sucesivos recepes anteriores. En choperas se aplica siempre tras el apeo al final del turno.

Es importante tener en cuenta que determinados aspectos relacionados con la época y el procedimiento empleado en la corta, condicionan en gran medida la intensidad del rebrote y, por tanto, el método de destoconado óptimo o, incluso, su necesidad.

Por ejemplo, en *Eucalyptus globulus* las cortas realizadas en verano en áreas de fuerte sequía estival y las llevadas a cabo entre noviembre y enero en zonas de inviernos fríos, generan un peor rebrote e, incluso, ocasionan que un elevado número de yemas aborten (Ruiz *et al*. 2008a). Otros aspectos del aprovechamiento que condicionan el rebrote y, por tanto, la necesidad e intensidad del destoconado, son el diámetro de los pies cortados, la altura del tocón y el modo de corta, habiéndose citado que, en general, los cortes llevados a cabo por cuchillas generan peor rebrote que los realizados con sierra de cadena.

En el caso del eucalipto en Galicia, tradicionalmente, para evitar el rebrote, así como para eliminar tensiones de crecimiento que dificultaran su aprovechamiento como madera de sierra, se procedía al anillado manual de los ejemplares a apear lo que generaba la muerte del ejemplar en pie y un menor rebrote posterior al apeo. Asimismo, cuando el apeo se lleva a cabo manualmente, y no se desea rebrote, el motosierrista puede descortezar previo al apeo la parte baja del fuste, o inmediatamente tras el apeo, y producir cortes en los bordes del tocón.

Las alternativas más usuales para la realización del destoconado, y/o evitar la brotación, se exponen a continuación.

3.1. Destoconado mecánico con extracción mediante retroexcavadora

La operación consiste en el arranque y extracción del tocón mediante retroexcavadoras equipadas con cazos, dientes o rejones, cizallas o cabezales especiales. El tocón se queda sobre la superficie del suelo, por lo que normalmente se precisa la realización de unas operaciones posteriores conducentes a la reunión y apilado de los tocones para su posterior eliminación. La demanda de biomasa forestal para uso energético plantea una alternativa de interés sobre su posible aprovechamiento (IDAE 2007; Tolosana 2009).

Condiciones de aplicación y efectos. Los principales condicionantes de realización de esta técnica provienen de la máquina elegida.

La extracción de los tocones puede afectar a las características físico-químicas del suelo que será necesario valorar en cada estación (Moffat *et al*. 2011; Berg 2014).

Equipo y apero. La máquina empleada más frecuentemente es una retroexcavadora montada sobre cadenas, para disminuir la presión ejercida sobre el suelo. Su potencia nominal varía entre los 170 y 200 CV. Este método es muy utilizado en eucaliptales (Jerez 1995) y choperas. En este último caso debido a que la retroexcavadora es la máquina que se emplea habitualmente para la plantación simultánea a la preparación del suelo en la introducción de la nueva masa.

En general, en los destoconados mecánicos con retroexcavadora, el brazo de la máquina dotado de cazo convencional, o modificado, extrae las cepas, que luego son apiladas mediante una pala cargadora que puede ir montada sobre la propia retroexcavadora.

Para mejorar la operación, se suelen usar cazos modificados, con la aplicación de dientes o uñas soldados, normalmente, a la parte trasera del mismo, que permiten, al clavarse o engancharse al tocón, una mayor eficiencia en la extracción y una disminución del volumen de tierra extraída. En estos casos, el cazo se usa para tapar el hoyo generado. También hay cabezales especialmente diseñados para la realización de esta operación como son el Ecorex 50 de UFO o el cabezal KK900 de Terosa, Fravizel, Woodcracker 900 (tabla 13.10) (figura 13.22).

Método operativo. La forma de trabajo más habitual es mediante el avance de la máquina por calles de destoconado de anchura doble a la longitud de la pluma. La máquina va acordonando los tocones extraídos, normalmente en un cordón de tocones por cada dos filas. Este esquema general de trabajo puede presentar distintas variantes en función de las circunstancias del destoconado y la repoblación siguiente. En algún caso, por ejemplo, el tocón, una vez extraído, es volteado y vuelto a colocar en su hueco y tapado con la tierra próxima. También puede emplearse, en lugar del cazo convencional, un apero del tipo hacha con corte de cizalla, que permite la extracción y la rotura del tocón, reduciendo así su volumen y facilitando los trabajos posteriores. En ocasiones la biomasa procedente de los tocones es susceptible de aprovechamiento. Para ello, el esquema general de destoconado descrito suele incluir un periodo de unos 2 meses (en zonas secas) para disminuir su peso y, sobre todo, la cantidad de tierra y piedras adheridas. Posteriormente se reúnen y se cizallan en el momento de la carga en camión o astilladora.

Tabla 13.10. Características de unos modelos comerciales de cabezales para la extracción del tocón.

Modelo	Peso del cabezal (kg)	Apertura (mm)	Presión de trabajo (bar)	Tamaño de la retroexcavadora (t)
Terosa KK900	900	1100	250 - 350	14 - 25
Terosa KK1400	1400	1400	250 - 350	22 - 32
Ecorex 50	1800	490 (1)	200 - 275	21 - 30

(1) Distancia entre los dientes.

Rendimientos. Álvarez y Jiménez (2001) citan rendimientos de estas labores, en Andalucía, para *Eucalyptus camaldulensis* de entre 8 y 10 h ha^{-1} y para el *Eucalyptus globulus* de 10 y 12 h ha^{-1}. Tolosana *et al.* (2009) citan rendimientos de 66 tocones por hora de trabajo para la extracción de tocones de *Populus* spp. con retroexcavadora en Castilla y León.

Posteriormente se suele proceder a amontonar los tocones mediante el empleo de una pala cargadora. Debido a que el uso de esta máquina tiene la desventaja de transportar abundante arena y piedras, en lugar de una pala clásica, se puede utilizar una pala en la que se haya sustituido el cazo o cuchara por un peine con o sin pinza. De esta manera, la máquina a la vez que amontona los tocones, puede zarandearlos para desprender la tierra que aun pudiera quedar adherida a los mismos. Según el trabajo anteriormente citado de Álvarez y Jiménez (2001) para eucalipto en Andalucía, el rendimiento de esta máquina oscila entre las 3 y 6 h ha^{-1}.

3.2. Destoconado mecánico mediante descuaje con tractor oruga o excavadora

La operación consiste en el arranque o descuaje del tocón mediante el empleo de un tractor oruga empujando con la hoja con movimiento *tilt* o de un rastrillo complementado con la acción de los rejones de su *ripper*. Un sistema parecido, que se ha empleado en Huelva en terrenos arenosos, consiste en la utilización de un rastrillo con un peine horizontal acoplado en la parte de abajo y todo este conjunto en la parte delantera de una excavadora de ruedas de al menos 150 CV. La máquina hinca el rastrillo delante del tocón y lo arranca por elevación.

Al igual que en el destoconado mecánico descrito en el apartado 3.1., posteriormente a la extracción deberá procederse al acordonado y eliminación de los tocones. Las condiciones de aplicación y efectos son similares a los descritos anteriormente.

Equipo y apero. Para el descuaje de tocones pueden utilizarse la siguiente maquinaria:

- Tractor oruga de al menos 150 CV, equipado de pala o de una hoja tipo rastrillo desbrozadora Fleco®. En el caso de tener que eliminarse árboles de pequeño tamaño, y con escaso valor comercial, puede realizarse el apeo y destoconado simultáneamente, equipando el equipo anterior con una barra empujadora unida a la parte superior de la cuchilla o por encima de esta. En el caso de árboles muy arraigados, el destoconado también podría realizarse con los rejones del *ripper* que colaboran en el arranque del tocón.
- Excavadora de ruedas 150 CV provista de rastrillo adaptado a los brazos de anclaje de la pala.

Método operativo. En destoconados mecánicos con tractor oruga, éste ataca a la cepa, bien con la pala frontal empujando, bien traccionando con los rejones o subsoladores. En el caso de que sea una pala excavadora el método de trabajo consiste en hincar el rastrillo y sacar el tocón directamente, elevando mediante los brazos la cepa. Tras la extracción, se procede al apilado de las cepas extraídas, para su posterior eliminación mediante quema o extracción para aprovechamiento energético

Rendimientos. El factor que condiciona el rendimiento es la densidad, habiéndose estimado rendimientos de 1,2 a 2,5 h ha^{-1} para tractores de 170 a 190 CV con densidades de 150 a 250 pies ha^{-1} (Junta de Extremadura 2015).

Para eliminar las cepas de especies brotadoras, como en esta chopera con brotes de 1 año, es necesario destoconar previamente a la repoblación (foto: J Otero).

Destoconado por arranque con retroexcavadora (foto: J Otero).

Destoconado por arranque de un ejemplar de chopo plantado a raíz profunda (foto: F González Antoñanzas).

Cabezal destoconador Easy de la empresa Fravizel (foto: J Pemán).

Cabezal destoconador y astillador Woodcracker 900 (foto: J Pemán).

Apero destoconador de cizalla montado sobre retroexcavadora (foto: R Rodríguez Soalleiro).

Figura 13.22. Equipos y situaciones relacionadas con el destoconado mecánico con extracción.

3.3. Destoconado mecánico con rotura de la cepa y sin extracción

Operación consistente en la rotura del tocón *in situ*, sin necesidad de que este sea arrancado. A diferencia de las otras técnicas de destoconado mecánico, conlleva la eliminación del tocón.

Condiciones de aplicación y efectos. Son los propios que limitan a la máquina que porta el apero. En el caso de la barrena helicoidal de cuchillas, la profundidad del perfil y la pedregosidad pueden en el mismo ser factores limitantes. La pedregosidad, también, es la principal restricción en la utilización de las desbrozadoras de martillos.

Equipo y apero. Para llevar a cabo esta operación se utilizan tres tipos distintos de aperos:

- Aperos de cizalla. Sobre una retroexcavadora convencional en la que el cazo ha sido sustituido por un apero tipo cizalla, dotado de dientes en forma de tijera que rompen la cepa *in situ* sin proceder a su extracción (Ruiz *et al*. 2008b). Hay una variante que consiste en acoplar una "uña" a una retro y romper el tocón *in situ*, destrozándolo sin extracción. Esto se ha empleado sobre todo en coníferas que no tienen rebrote
- Barrena helicoidal de cuchillas. Este destoconado se lleva a cabo con tractor agrícola con barrena destoconadora, tipo barrena helicoidal con cono de ataque, acoplada a su toma de fuerza (figura 13.23). Precisa un tractor de 240 CV, dado que la potencia absorbida por el apero varía entre 65 y 250 CV, según modelos (tabla 13.11). El apero consiste en un eje de giro vertical que lleva situado en su parte superior el rotor, que gira entre 500 y 1000 rpm, y en su extremo inferior la punta o cono de ataque. Sus dimensiones más comunes son de 230 x 120 x 170 cm y su peso oscila entre 850 y 2600 kg. Por encima de la punta dispone de una corona de cuchillas y que facilita la entrada en el tocón, al hacer efecto sacacorchos y la mezcla de los restos vegetales con los horizontes superiores del suelo. El diámetro de trabajo varía entre 40 y 120 cm y la profundidad de la labor puede alcanzar los 100 cm.
- Desbrozadora/trituradora de eje horizontal (de martillos). Es el procedimiento más utilizado tras el primer turno en parcelas mecanizables de eucalipto del Noroeste de España, donde habitualmente se lleva a cabo simultáneamente a la operación de trituración de restos de corta. Se utilizan desbrozadoras de eje horizontal con martillos -generalmente fijos-, acopladas a tractores de alta potencia (150-300 CV). Existen recientes innovaciones en estos equipos, como mejoras en la transmisión o la incorporación de dientes a los martillos, que han mejorado significativamente los rendimientos y los resultados. Algunas casas comerciales han diseñado aperos específicos destoconadores basados en la desbrozadora de martillos de diente fijo (figura 13.24).

Método operativo. En el caso de la barrena helicoidal el tractor coloca el cono de ataque de la barrena perpendicularmente a la sección de corte del tocón y lo va introduciendo. Según la especie, la humedad del tocón y el terreno, tiene que introducirla una o varias veces, hasta alcanzar la profundidad final de labor y garantizar la mezcla correcta de los residuos vegetales con los horizontes del suelo (figura 13.25). El mantenimiento básico del apero es el afilado de las cuchillas, que se puede realizar *in situ* cada 60 tocones. Si son dientes de vidia, el afilado dura mucho más, 60 horas.

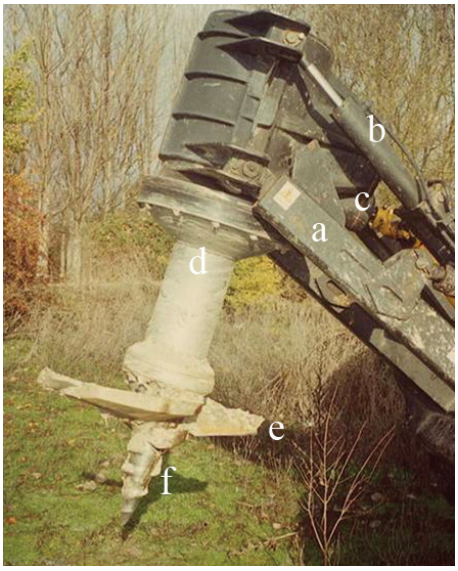


Figura 13.23. Destoconadora de cuchillas. Componentes principales: a) enganches, b) cilindros hidráulicos de elevación, c) toma de fuerza, d) brazo o eje, e) cuchillas laterales, f) puntera (foto: M Serrada).

Tabla 13.11. Características técnicas de varios modelos de barrenas helicoidales destoconadoras de la marca italiana Rotor.

Modelo	Peso (kg)	Dimensiones (cm)	Potencia de trabajo necesaria (HP)	Diámetro operativo (cm)	Profundidad máxima (cm)
80/100	1000	230×120×70	80 - 100	55	95
100/130	1200	230×120×70	100 - 130	70	95
130/160	1800	250×120×70	130 - 160	85	95
S 150/250	2600		150 - 250		

Rendimientos. El destoconado mediante barrenas helicoidales es un proceso muy utilizado en choperas, sobre todo en el valle del Duero, que se ha extendido a gran parte de las choperas del valle del Ebro, dado que la poca consistencia de la madera y la escasa pedregosidad de los terrenos para estas masas, permite obtener altos rendimientos. En función de la especie y de la densidad del arbolado, se pueden alcanzar rendimientos entre 40 y 50 tocones h^{-1}. En España se utiliza para el destoconado de choperas pero en otros países ha sido utilizado en roble y fresno. No se recomienda para el destoconado de eucalipto por la dureza de su madera y porque tiene la raíz fasciculada y la barrena necesita "enganchar" madera para bajar por el efecto sacacorchos, es decir que se necesita que la especie tenga la raíz pivotante.

En el caso de las desbrozadoras de eje horizontal, los rendimientos oscilan entre 7 y 10 h ha^{-1} cuando se lleva a cabo conjuntamente con la trituración de restos esparcidos, y entre 3 y 5 h ha^{-1} cuando se realiza sobre tocones de plantaciones alineadas.

Figura 13.24. Trituradora de tocones, SCH – SCH/GT de la casa comercial italiana FAE (www.fae-group.es).

Barrena helicoidal de cuchillas destoconando una chopera (foto: M Serrada).

Barrena helicoidal que se acopla a un tractor agrícola (foto: J Pemán).

Figura 13.25. Destoconado mediante barrena helicoidal de cuchillas.

3.4. Destoconado químico

Consiste en la aplicación de fitocidas sobre el tocón de la cepa o sobre los brotes en su primera fase de desarrollo para matar la planta, con o sin extracción posterior (figura 13.26).

Equipo. La aplicación directa sobre el tocón es manual y pueden emplearse brochas, pinceles gruesos o esponjas y, más comúnmente, mochilas pulverizadoras. Los productos que han dado mejores resultados y, por tanto, los más utilizados son los que utilizan glifosato como materia activa (MAGRAMA 2016). Las dosis, proceso operativo y rendimientos se pueden consultar en González Antoñanzas (1983).

Método operativo. Para obtener unos resultados óptimos, los árboles deben ser apeados durante los períodos de crecimiento activo y expansión foliar completa y se debe aplicar el herbicida sobre la zona cambial del corte lo antes posible. El retraso en la aplicación puede resultar una reducción de la eficacia. En caso de no actuarse inmediatamente lo recomendable es esperar a la brotación completa cuando los brotes no superan aún los 50 cm y proceder a la pulverización de las hojas. En este caso la operación ha de ser extremadamente cuidadosa si ya se ha llevado a cabo la repoblación.

Cepa y rebrotes de *Eucalyptus globulus* tratados con fitocida en el Parc Montnegre i Corredor (Barcelona).

Rebrote de *Eucalyptus globulus* después del tratamiento fitocida que exigirá una nueva intervención.

Destoconado químico con glifosato sobre cepa de *Populus* ×*euramericana* para plantación posterior en el mismo punto (Baños de Río Tobía, La Rioja).

Figura 13.26. Ejemplos de destoconado químico (fotos: J Pemán).

3.5. Destoconado biológico

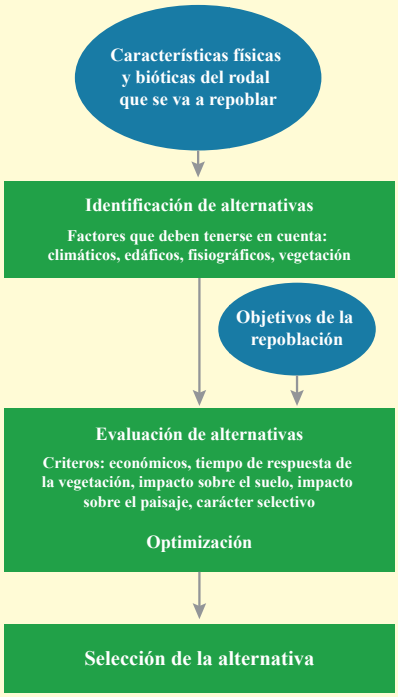
Consiste en la inoculación de hongos lignícolas introducidos en la madera de los tocones a eliminar, con el fin de que sean capaces de descomponer la madera *in situ*. Este método ha sido empleado de manera experimental sobre *Populus* spp. (Rodríguez-Barreal *et al*. 2005) (ver caso práctico XIII en esta obra).

Elección del tratamiento sobre la vegetación

Para una correcta elección del tratamiento sobre la vegetación en cada uno de los rodales en los que ha quedado dividido el monte, después de realizado el estudio previo, el proyectista deberá realizar una identificación de las alternativas técnicas posibles y una posterior evaluación de las mismas, para finalmente proceder a la elección.

Identificar las alternativas de los diferentes tratamientos posibles sobre la vegetación, en cada uno de los rodales, exige determinar cuál de estos tratamientos son técnicamente posibles. Para ello deberán confrontarse las características del rodal con las limitaciones técnicas de cada uno de los mismos (ver tabla resumen al final de este capítulo). Por tanto, los criterios que deben usarse para la identificación son de tipo climático, edáfico, fisiográfico y sobre características de la vegetación.

Para las alternativas identificadas o técnicamente viables en cada rodal, el proyectista deberá proceder a una evaluación de las mismas según otros criterios que, atendiendo a los objetivos que la repoblación pretende, permitan elegir la alternativa óptima. Estos criterios pueden ser variables en función del rodal y de los objetivos de la repoblación, aunque en la mayoría de los casos se deberán evaluar el coste del procedimiento, el tiempo de respuesta de la vegetación o duración del desbroce, el carácter selectivo o no, el impacto hidrológico, el impacto paisajístico, etc.



Una vez realizada la evaluación de las alternativas, se debe proceder a buscar la solución óptima, para lo cual las técnicas de decisión multicriterio pueden ser una herramienta válida (Romero 1993).

Resumen de los tipos de desbroce según diferentes criterios de clasificación y factores que deben tenerse en cuenta

Primer criterio: **Especies a las que afecta el desbroce**
Definición del tipo de desbroce: ► total ► selectivo
Factores que deben tenerse en cuenta: ► la composición florística. Se respetarán las especies que favorecen o que se quieren incorporar. ► la influencia del desbroce en la erosión hídrica.

Segundo criterio:

Extensión del desbroce

Definición del tipo de preparación:

► a hecho

► en fajas

► por puntos o por casillas

Factores que deben tenerse en cuenta:

► el riesgo de erosión. En protección hidrológica preferir desbroces parciales.

► el grado de competencia actual y futura. Con alto grado de competencia preferir desbroces a hecho.

Tercer criterio:

Forma de ejecución del desbroce

Definición del tipo de preparación:

► por quema

► manual

► mecanizado

► combinado con otra operación

► químico

Factores que deben tenerse en cuenta:

► la pendiente, en cuanto que es un factor limitante para la mecanización en curva de nivel: en tramos de 0% a 15% de pendiente se puede mecanizar en curva de nivel con tractor agrícola normal; en tramos de 15% a 35% puede actuar en curva de nivel el tractor de cadenas; en pendientes >35% se puede mecanizar en línea de máxima pendiente o con retroexcavadoras y retroarañas y en curva de nivel con TTAE. La acción manual no está limitada por la pendiente.

► la pedregosidad superficial y los afloramientos rocosos frecuentes, que pueden impedir el tránsito de maquinaria y la acción de los aperos.

► los aspectos económicos, pues los desbroces manuales, comparados con los mecanizados, a igualdad de extensión, tienen un coste superior.

► la espesura del matorral, que si es baja aunque no tanto como para descartar completamente el desbroce, puede aconsejar aplicar la ejecución manual en operación combinada con la plantación.

Cuarto criterio:

Forma de afectar al matorral

Definición del tipo de preparación:

► roza

► arranque o descuaje

Factores que deben tenerse en cuenta:

► las formas de reproducción de las especies afectadas. Si la especie a desbrozar no brota de cepa o raíz es indiferente aplicar roza o arranque, aunque será preferible la roza. Si la especie brota de cepa y se aplica la roza la competencia se reduce única y transitoriamente por la luz. El desbroce por roza resulta selectivo respecto de la especie brotadora rozada.

► el efecto hidrológico de la forma de afectar al matorral: los decapados reducen la velocidad de infiltración del agua en el suelo, mientras que las rozas afectan muy levemente a este proceso.

Resumen de limitaciones y efectos de las alternativas para la ejecución de tratamientos sobre la vegetación y objetivos para los que se recomiendan

Tratamiento	Limitaciones según el medio							Limitaciones por los fines de la repoblación		Objetivo de la repoblación
	Clima	Pendiente	Pedregosidad del perfil	Matorral	Profundidad edáfica	Propiedades químicas edáficas	Accesibilidad	Efecto hidrológico	Impacto paisajístico	
Desbroce manual	No existen, aunque debe evitarse en verano	Difícil > 60%	< 50% de superficie cubierta por piedras y bloques	Diámetro < 10 cm			No existen	Escaso	Escaso	Enriquecimiento, densificación, repoblaciones de bajo impacto
Desbroce mediante quemas	Más adecuado en climas húmedos, siempre manteniéndose las condiciones meteorológicas el día de la quema dentro de la ventana de prescripción.	No hay limitaciones	No hay limitaciones	No hay limitación por la composición específica	Efecto superficial	Mejor en suelos de pH ácido	No hay limitaciones, aunque debe preverse el acceso de los equipos de apoyo.	Indiferente o negativo	Negativo	Productoras o protectoras de montaña
Desbroce mecanizado por laboreo	No existen	Las propias para el tipo de tractor; <15%	Media-baja y sin afloramientos rocosos	Diámetro < 3 -5 cm	No aplicar en profundidad media-baja		Accesible para tractores agrícolas	Indiferente o negativo	Negativo	Producción o protectora

Tratamiento	Limitaciones según el medio							Limitaciones por los fines de la repoblación		Objetivo de la repoblación
	Clima	Pendiente	Pedregosidad del perfil	Matorral	Profundidad edáfica	Propiedades químicas edáficas	Accesibilidad	Efecto hidrológico	Impacto paisajístico	
Desbroce mecanizado con desbrozadora	No hay limitaciones	Las propias del tractor que la porta	< 35% de superficie cubierta por piedras y bloques. Riesgo de incendio	Martillos adecuados a la resistencia del matorral	Sin limitación		Buena. Sin limitaciones	Nulo o bueno	Según su extensión	Protectora y productora
Desbroce mecanizado por decapado	No existen, aunque debe evitarse en verano	< 35% tractores cadenas < 55% para TTAE	Debe evitarse afloramientos rocosos, con superficie cubierta por piedras y bloques > 50%	La presencia de arbustedo alto limita la operación	> 30 cm	Los decapados sólo en suelos ácidos o descarbonatados	La necesaria para tractores de cadenas	Es negativo durante el tiempo que permanece descubierto el suelo, pero puede ser compensado por el caballón	El impacto visual es elevado por la eliminación de toda la vegetación por fajas o a hecho	Protectora y productora
Destoconado mecanizado con extracción.	No existen	Las propias del equipo con las que se ejecuta el tratamiento	Baja en el perfil del suelo	Escaso, que no limite el acceso de la maquinaria a utilizar	> 60 cm		La necesaria para tracciones de cadenas	No existen	No existen	Productora

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez R, Jiménez P (2001) Restauración vegetal del sector occidental del Parque Natural de Doñana. 3 Congreso Forestal Español

Asociacion Española Ingeniería Paisaje (2016) Paisajismo. Base de Precios

Bañares A, Blanca G, Güemes J, et al. (2010) Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid

Bartolomé C, Álvarez-Jimenez J, Vaquero J, et al. (2005) Los tipos de Hábitat de Interés Comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente

Berg S (2014) Technology and systems for stump harvesting with low ground disturbances. Swedish University of Agricultural Sciences

Callaway RM, Walker LR (1997) Competition and facilitation : a synthetic approach to interactions in plant communities. Ecology 78:1958–1965

Calvo L, Tárrega R, De Luis E (2000) Quince años de sucesión despues de corta experimental en brezales de Erica australis L. en la provincia de León (España). Pirineos 155:75–90

Canadell J, López-Soria L (1998) Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two Mediterranean shrubs. Funct Ecol 12:31–38

Cavero R., Ederra A (1999) Evolución de la composición florística post-fuego en un carrascal de Navarra (N de España). Pirineos 153:61–100

Energreen (2016) Machine radiocomandate. http://energreen.it/robo-macchine-radiocomandate/

Fernández C, Vega JA, Fonturbel T (2013a) Shrub resprouting response after fuel reduction treatments : Comparison of prescribed burning, clearing and mastication. J Environ Manage 117:235–241

Fernández C, Vega JA, Fonturbel T (2013b) Shrub resprouting response after fuel reduction treatments: comparison of prescribed burning, clearing and mastication. J Environ Manage 117:235–41

Forestal-Catalana (2013) Tarifas precios forestales. Barcelona

Forestal Catalana (2014) Banc Forestal Catalana SA 2014. http://itec.cat/banc/default.aspx?IdFie=1281&IdAnalytics=1900838&TipusAnalitics=Entitat&Ori=I

Gachet S, Leduc A, Bergeron Y, et al. (2007) Understory vegetation of boreal tree plantations: Differences in relation to previous land use and natural forests. For Ecol Manage 242:49–57

García Salmerón J (1991) Manual de repoblaciones forestales I. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid

Gliessman S., Muller C. (1978) The allelopathic mechanisms of dominance in bracken (Pteridium aquilinum) in Southern California. J Chem Ecol 4:337–362

Gómez-Gutiérrez J, González-Bartolomá R, Fernández-Santos B, Galindo P (1988) Regeneración post-fuego del piornal serrano formaciones de Cytisus balansae (Boiss) Ball. Anu Cent Edafol Biol Apl XIII:261–277

González-Antoñanzas F (1983) Control del rebrote de cepas de chopo por impregnación con Roundup (glifosato) inmediata a la corta. Comunicaciones INIA, Madrid

Grupo Tragsa (2011) Tarifas 2011 para encomiendas al Grupo Tragsa sujetas a impuestos. http://www.tragsa.es/es/el-grupo/regimen-juridico/Paginas/tarifas.aspx

IDAE (2007) Biomasa. Cultivos energéticos. IDAE, Madrid

Iriondo J., Albert M., Giménez L, et al. (2009) Poblaciones en peligro: Viabilidad demográfica de la Flora Vascular amenazada de España. Direccion General de Medio Natural y Política Forestal Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid

Izco J (1984) Madrid verde. Instituto de Estudios Agrarios, Pesqueros y Alimentarios, Madrid

Jerez A (1995) Aspectos cualitativos de los trabajos de eliminación de cubiertas vegetales por destoconado. Aplicación y discusión de distintas metodologías sobre eucaliptales de Eucalyptus rostrata. Montes 42:37–43

Junta de Extremadura (2015) Tarifas precios forestales 2015. http://extremambiente.gobex.es/index.php?option=com_content&view=article&id=3311&Itemid=278

Liebman M (2001) Weed management: a need for ecological approaches. En: Liebman M, Moler C., Staver C. (eds) Ecological Management of agricultural weeds. Cambridge University Press, pp 1–39

De Luis M, Raventós J, González-Hidalgo JC (2006) Post-fire vegetation succession in Mediterranean gorse shrublands. Acta Oecol 30:54–61

Maestre FT, Callaway RM, Valladares F, Lortie CJ (2009) Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. J Ecol 97:199–205

MAGRAMA (2016) Registro de productos fitosanitarios. http://www.magrama.gob.es/es/agricultura/temas/sanidad-vegetal/productos-fitosanitarios/registro/menu.asp

Márquez L (2000) Gradas de discos. Agrotécnica 44–51

Martin R., Dell J. (1988) Planning for prescribed burning in the inland Northwest. Portland

Moffat A, Nisbet T, Nicoll B (2011) Environmental effects of stump and root harvesting. Res Note For Comm 1–12

Mohler C. (2001) Mechanical management of weeds. En: Liebman M, Mohler C., Staver C. (eds) Ecological Management of agricultural weeds. Cambridge University Press, pp 139–209

Molina D (2000) Fuego prescrito. Planes de quema. En: Velez R (ed) La defensa contra incendios forestales: Fundamentos y experiencias. Mc Graw-Hill, Madrid, pp 67–89

Navarro-Garnica M, Molina J, Montero de Burgos J (1977) Técnicas de forestación. 1975. Madrid

Paula S, Ojeda F (2006) Resistence of three co-ocurring resprouter Erica species to highly frequent disturbance. Plant Ecol 183:329–336

Paula S, Pausas JG (2008) Burning seeds: Germinative response to heat treatments in relation to resprouting ability. J Ecol 96:543–552

Peguero G, Espelta JM (2011) Disturbance intensity and seasonality affect the resprouting ability of the neotropical dry-forest tree Acacia pennatula: do resources stored below-ground matter? J Trop Ecol 27:539–546

Pemán J, Navarro-Cerrillo R (1998) Repoblaciones Forestales. Ed. Universidad de Lleida/Lérida

Rees M (2013) Competition on productivity gradients - what do we expect? Ecol Lett 16:291–298

Reyes O, Casal M, Rego FC (2009) Resprouting ability of six atlantic shrub species. Folia Geobot 44:19–29

Rodríguez-Barreal J., Arévalo J, Domínguez A (2005) Estudio del tratamiento de tocones por medios bióticos y abióticos en calles de líneas eléctricas. 4 Congreso Forestal Español

Romero C (1993) Teoría de la decisión multicriterio: conceptos, técnicas y aplicaciones. Alianza Editorial, Madrid

Ruíz-Bellet J (2009) Dos aspectes polèmics de les cremes prescrites: la finestra de prescripció i els costos. La planificació de la prevenció contra incendis forestals a la provincia de Barcelona, Diputació. Barcelona, pp 123–136

Ruiz F, López G, Toval G, Alejano R (2008a) Selvicultura de Eucalyptus globulus Labill. En: Serrada R, Montero G, Reque J. (eds) Compendio Selvicultura Aplicada en España. Madrid, pp 118–154

Ruiz F, López G, Toval G, Alejano R (2008b) Selvicultura de Eucalyptus globulus Labill. En: Serrada R, Montero G, Reque JA (eds) Compendio Selvicultura Aplicada en España. Madrid, pp 118–154

Serrada R (2000) Apuntes de repoblaciones forestales, Tercera edición. Fundación Conde del Valle de Salazar-Escuela Universitaria de Ingeneiría Técnica Forestal, Madrid

Sixto H, Grau J., González F (2008) Selvicultura de Populus spp. e híbridos. Populicultura. En: Serrada R, Montero G, Reque J. (eds) Compendio Selvicultura Aplicada en España. INIA, Madrid, pp 553–586

Sociedad Española de Ciencias Forestales (2005) Diccionario Forestal. Mundi-Prensa, Madrid

Tolosana E (2009) Manual Técnico para el aprovechamiento y elaboración de Biomasa Forestal. Fundación Conde del Valle de Salazar-MundiPrensa, Madrid

Tolosana E, Laína R, Martínez-Ferrari R, Ambrosio Y (2009) Manual de buenas prácticas para el aprovechamiento integral de la biomasa en resalveos de montes bajos de frondosas. CESEFOR, Soria

Trabaud L (1995) Modalités de germination des cistes et des pins méditerranéens et colonisation des sites perturbés. Rev d'écologie 50:3–14

Trabaud L (1998) Recuperación y regeneración de ecosistemas mediterráneos incendiados. Ser Geogr 7:37–47

TRAGSA (1990). Tarifas. Edita Grupo Tragsa. Madrid

Tredici Pdel (2001) Sprouting in temperate trees : a morphological and ecological review. Bot Rev 67(2):121–140

Vera de la Fuente M. (1994) Regeneración de un "aulagar" con Ulex eurapaeus despues de un incendio en el norte de España. Pirineos 143:87–98

Willoughby I, Balandier P, Bentsen NS, et al. (2009) Forest vegetation management in Europe

Yagüe S, Cobos T (1997) Desbroce y trituración con motodesbrozadora. Montes 47:31–35

Capítulo 14
Procedimientos de preparación del suelo

Rafael SERRADA HIERRO, Rafael Mª NAVARRO CERILLO,
Valentín GÓMEZ MAMPASO, Luís OCAÑA BUENO,
Jesús PEMÁN GARCÍA

1. Justificación y objetivos de la preparación del suelo

Los objetivos genéricos de la preparación del suelo para la repoblación forestal son: i) alojar las plantas o las semillas, ii) facilitar el arraigo y el primer desarrollo de las plantas y iii) mejorar las propiedades edáficas deficientes del rodal que se repuebla.

La preparación del suelo que habitualmente se aplica e integra en los proyectos de repoblación forestal es únicamente física; es decir, afecta a propiedades físicas del perfil, como su profundidad, permeabilidad o capacidad de retención de agua. En el campo forestal no tenía justificación, con carácter general, el empleo de enmiendas o abonados para mejorar la fertilidad o modificar la reacción o la humificación, reduciéndose a casos especiales relacionados con repoblaciones forestales de muy alta productividad o con la instalación de jardines o parques. Desde épocas relativamente recientes (Bará 1990), puede resultar interesante el uso de fertilizantes granulados en el hoyo de plantación en forestaciones con un objetivo de alta producción.

Otras acciones que pueden catalogarse como preparaciones del suelo no físicas, todavía en fase de ensayo, son: la aplicación de residuos sólidos urbanos y lodos de depuradoras (Díaz 1992; Querejeta *et al.* 2001; Fuentes *et al.* 2010), que presenta graves complicaciones en relación con el modo de incorporación de los productos al suelo e importantes limitaciones por razón de la pendiente y los costes; y la aplicación al hoyo de plantación de productos absorbentes de agua o acondicionadores de estructura, cuya eficacia, con relación a su coste, no ha sido estimada (Hüttermann *et al.* 1999; Oliet *et al.* 2003; Boczoń *et al.* 2009; Bai *et al.* 2010). Estas técnicas se abordan de forma más amplia en el capítulo 18.

Referencias históricas sobre la preparación del suelo en las repoblaciones

"Hasta hace pocos años, era opinión bastante generalizada, entre los forestales de nota, que no debía darse al suelo una labor profunda, cuando se trata de prepararlo para la siembra ó para una plantación con plantas de uno ó dos años; pero experiencias posteriores y estudios hechos con detenimiento, especialmente por el ilustre y activo Ingeniero de Montes francés P. Demontzey, han hecho variar casi radicalmente la opinión en asunto tan importante…Dice P. Demontzey que el único medio para combatir eficazmente la sequía en el suelo, es la labor profunda(*)….El agua, como dice aquel eminente forestal, se filtra fácilmente en un terreno así preparado y no se evapora con tanta facilidad como en un suelo compacto ó removido; pues en éstos la íntima unión que existe entre las partículas térreas, permite una atracción o corriente continua de la humedad inferior hacia la superficie desecada…Dice el mismo, que tanto más indicada estará la labor profunda, cuanto más seco sea el clima, y más expuesto el suelo a la desecación, ya por su naturaleza, ya por la exposición. Esta labor facilita, además, el desarrollo de las raíces…Por manera que, sea cualquiera el clima, podemos dar siempre una labor profunda, al objeto de evitar los perniciosos efectos de la excesiva desecación del suelo y favorecer el desarrollo de las raíces. Como la preparación del suelo tiene por objeto darle ligereza y frescura, será menos necesaria, en general ó en igualdad de circunstancias, á medida que aumente la altitud…En los terrenos de gran pendiente, debe darse la labor de modo que no pueda ser arrastrada la tierra por las aguas."

Artigas (1890) Selvicultura o cría y cultivo de los montes

(*) "*Le défoncement profond du sol est l'unique moyen de combattre efficacement la sécheresse. L'ameublissement qu'il détermine, enlevant toute cohésion aux matières inorganiques et autres qui forment la terre, permet à l'air de pénétrer et de demeurer dans tous les intervalles où il joue le rôle d'un écran protecteur contre l'air chaud du dehors, de la même façon que les doubles fenêtres, adoptées dans les habitations du Nord, garantissent contre le froid. L'eau s'infiltre facilement dans un sol ainsi ameubli et ne peut s'évaporer aussi rapidement que dans les sols tassés où la liaison intime des matières terreuses permet un appel constant de l'humidité inférieure vers la surface desséchée. Il arrive souvent que cette surface se durcit par l'influence du soleil succédant à de fortes pluies, et forme une croûte qui vient suspendre momentanémentle bon effet du défoncement; il devient alors indispensable de procéder à des binages destinés à rendre à cette surface son état d'ameublissement désirable, et à lui maintenir ainsi sa faculté d'absorber des rosées d'autant plus abondantes que les journées sont plus chaudes et le ciel plus pur, conditions ordinaires des climats secs. Le défoncement profond du sol pour combattre la sécheresse n'a pas toujours été admis en culture forestière, et bon nombre de personnes, encore aujourd'hui, sont convaincues qu'il produit justement l'effet inverse, en permettant à l'air chaud de circuler jusqu'au fond du sol ameubli et d'enlever ainsi l'humidité qu'il peut contenir. Il suffit cependant de culbuter en plein été, au milieu des plus fortes sécheresses, une fourmilière ou une butte de terre meuble d'un certain volumen pour constater que son intérieur recèle encore une humidité qu'on n'aurait pas soupçonnée. Dans les reboisements que nous dirigions il y a plus de vingt ans, en Algérie, à Orléansville, un des climats les plus torrides de cette colonie, nous ne sommes arrivé, après de nombreux essais infructueux de toutes les méthodes connues, à des résultats certains qu'en défonçant profondément un terrain calcaire sec et rocailleux, soumis à des chaleurs qui atteignaient jusqu'à près de 70 degrés au soleil et 48 degrés à l'ombre, et à un climat où le plus souvent, du mois d'avril au mois de décembre, les pluies, absolument absentes, étaient remplacées par les bouffées brûlantes du siroco. Dans les divers reboisements que nous avons fait exécuter depuis, dans les climats chauds en France, le défoncement des plus mauvais*

sols a produit les mêmes bons résultats. C'est donc sur une longue et constante expérience que nous pouvons nous baser pour poser en principe que le défoncement préalable devra être d'autantplus la règle que le climat sera plus sec et le solplus sujet à la dessiccation par sa nature ou son exposition. L'application de cette règle doit être généralisée dans les climats chauds, surtout dans les calcaires, qui déjà, par leur nature, retiennent bien moins l'humidité que les autres terrains; mais elle subira des restrictions d'autant plus prononcées qu'on opérera dans des climats plus humides ou du moins, sujets à des pluies plus fréquentes. Néanmoins nous conseillons encore le défoncement à cause de la facilité qu'il procure aux plantes de développer rapidement un puissant enracinement."

Demontzey (1882) *Traité pratique du reboisement et du gazonnement des montagnes*

Las afirmaciones de Demontzey, recogidas por Artigas, ponen de manifiesto la relevancia de la intensa preparación física del suelo para lograr el éxito de una repoblación en situaciones con condiciones limitantes. Así, según las condiciones edáficas iniciales y su contexto climático, los objetivos particulares que se pretenden alcanzar con la preparación del suelo pueden ser todos o varios de los siguientes (Serrada 2000) (en cualquier caso, debe cumplirse el objetivo señalado en esta relación en último lugar) (figura 14.1): i) aumentar la profundidad útil del perfil, ii) aumentar la capacidad de retención de agua del perfil, iii) aumentar la posibilidad y la velocidad de infiltración del agua, iv) facilitar la penetración mecánica de las raíces de las plantas introducidas, v) reducir la posibilidad de invasión del matorral tras la plantación o la siembra, y vi) facilitar las labores de plantación o siembra. Sobre cada uno de estos objetivos particulares se realizan las siguientes consideraciones:

- **Aumentar la profundidad útil del perfil**, disgregando capas profundas mediante la acción mecánica con la finalidad de facilitar una mayor profundización de los sistemas radicales.

  Este aumento de profundidad ha de ser posible, porque lo permitan la consistencia de las capas del perfil y el alcance de los aperos empleados. Asimismo, el aumento de profundidad ha de ser conveniente en función de la profundidad efectiva observada, del régimen hídrico del perfil y de la necesidad de mejorar la estabilidad mecánica de la masa futura. En este sentido, las labores de preparación del suelo superficiales, generalmente realizadas de forma manual, pueden limitar el acceso del sistema radical de las plantas a los horizontes con un mayor contenido de humedad, aspecto que puede condicionar su arraigo (Querejeta *et al.* 2000).

- **Aumentar la capacidad de retención de agua del perfil** a través del aumento de la profundidad del perfil.

  Evidentemente, las labores de preparación no van a modificar la textura y la pedregosidad, que son las características que en mayor medida explican la capacidad de retención de agua. Sin embargo, cuando la analítica del suelo presenta una profundidad real limitada, es posible incrementar la posibilidad de enraizamiento y mejorar el régimen hídrico de la estación que presenta sequías acusadas, ya que el aumento de la profundidad de enraizamiento de la futura masa produce un aumento permanente de la capacidad de retención de agua del perfil.

- **Aumentar la posibilidad y velocidad de infiltración de agua** en el perfil del suelo mediante una labor que, al producir un mullido de los horizontes afectados, posibilite reducir la escorrentía y, por tanto, la erosión hídrica.

Aumentar la profundidad útil del perfil, disgregando capas profundas mediante acción mecánica, para conseguir una mayor profundidad de los sistemas radicales. En este caso es posible (foto: R Serrada).

Aumentar la capacidad de retención de agua del perfil a través del aumento de profundidad. En este caso, se ha facilitado el enraizamiento profundo en un perfil con alta pedregosidad (foto: R Serrada).

Aumentar la posibilidad y velocidad de infiltración de agua en el perfil mediante un mullido que posibilite reducir la escorrentía y, por tanto, la erosión hídrica (foto: A Fernández Yuste).

Facilitar la penetración mecánica de las raíces de las plantas introducidas mejorando transitoriamente la permeabilidad mediante las labores. Objetivo logrado en reforestación con pino carrasco (foto: R Serrada).

Reducir las posibilidades de invasión del matorral después de la plantación o la siembra (foto: R Serrada).

Facilitar las labores de plantación o siembra y mejorar la supervivencia de las plantas introducidas (foto: R Serrada).

Figura 14.1. Situaciones que inducen a plantear objetivos concretos de la preparación del suelo.

Esta reducción de la escorrentía se puede reforzar con cambios en la forma de la superficie del suelo, creando estructuras que contengan el agua o, como algunos autores han denominado muy gráficamente, creando trampas de agua (Abascal 1997). El aumento en la velocidad de infiltración y el cálculo del volumen máximo que puede infiltrarse en un intervalo de tiempo determinado varía en función de la técnica de preparación elegida, llegándose a registrar diferencias hasta de diez veces según el tipo de preparación (Vivar *et al.* 1994).

Este objetivo se manifiesta como necesario siempre que el objetivo preferente de la repoblación sea de protección hidrológica. Se trata de que la acción de la repoblación empiece a realizar sus funciones desde el inicio de la ejecución. Sin embargo, independientemente del objetivo preferente, siempre que en el estudio del rodal se manifieste una posibilidad de escorrentía, parece lógico que ésta trate de evitarse con objeto de mejorar el arraigo y desarrollo de las plantas que se van a introducir aprovechando toda la precipitación.

- **Facilitar la penetración mecánica de las raíces de las plantas introducidas** mejorando transitoriamente la permeabilidad mediante las labores, de modo que un sistema radical más extenso pueda compensar la baja fertilidad y las posibles sequías.

  Las preparaciones más intensas y profundas del suelo contribuyen a mejorar la profundidad enraizable al disminuir la resistencia a la penetración mecánica de las raíces (Fonseca *et al.* 2011). La labor también facilita la aireación de las capas profundas del perfil por lo que mejora el ambiente edáfico. La importancia del crecimiento y desarrollo del sistema radical después de la plantación es asumido como el factor clave para conseguir el arraigo (Grossnickle 2005). Este crecimiento está condicionado por numerosos factores, unos intrínsecos a la calidad de la propia planta y otros relativos a las condiciones del medio donde dicha planta se instala. Dentro de las características de ese medio, y en concreto del suelo, la densidad y humedad edáficas son factores clave para el desarrollo radical (Siegel-Issem *et al.* 2005; Binkley y Fisher 2013).

  En relación con este objetivo, se hace notar que las labores no modifican la pedregosidad y la textura, que son las responsables de la permeabilidad. Sin embargo, la transitoria aireación que una labor bien diseñada produce en un perfil facilita la extensión de los sistemas radicales de las plantas introducidas, lo que se traduce en un doble efecto: de mejora de su supervivencia y de su desarrollo por una parte y, por otra parte, de mejora de la aireación del perfil a largo plazo, mejorada también por la humificación.

  En el estudio de la analítica del perfil desde este punto de vista, más importante que considerar la permeabilidad global del mismo es comprobar que no se producen discontinuidades importantes entre las permeabilidades de los distintos horizontes. Diferencias de más de dos unidades pueden hacer que la extensión de los nuevos sistemas radicales se concentre en los horizontes más permeables, frecuentemente los superiores, con limitación de las posibilidades de abastecimiento hídrico. En este sentido, se recomienda aplicar la metodología descrita en el anexo 4.6 del capítulo 4.

- **Reducir las posibilidades de invasión del matorral tras la plantación o la siembra.**

  La vegetación preexistente puede ver reducida su presencia por efecto de los desbroces anteriores o simultáneos a la preparación del suelo, pero el acotado al pastoreo que la repoblación induce y la mejora de las propiedades edáficas y de la infiltración podrían indicar como probable que su desarrollo posterior será vigoroso.

  En este caso, se puede aprovechar el trabajo de preparación del suelo para retrasar el desarrollo del matorral con el fin de evitar costes futuros debidos a los desbroces que resulten necesarios para reducir la competencia con la masa principal o la combustibilidad del conjunto (Archibold *et al.* 2000). Este objetivo no suele plantearse en casos de repoblaciones de protección hidrológica preferente; sí tiene sentido plantearlo en repoblaciones productoras bajo clima favorable y matorral con facilidad de regeneración y crecimiento.

- **Facilitar las labores de plantación o siembra.**

  Este objetivo siempre estará presente, ya que, como consecuencia de las labores efectuadas para cumplir los objetivos anteriores, la propia preparación del suelo facilita las labores de plantación o siembra, incluida su distribución espacial.

  Este objetivo plantea que, antes de proponer la preparación del suelo en un rodal concreto del que se conocen sus características climáticas y edáficas, se ha comprobado o decidido: i) que es posible que vivan y se desarrollen especies arbóreas, ii) existe un objetivo preferente para realizar su repoblación, iii) se han identificado las especies y procedencias compatibles, iv) se ha/n elegido la/s especie/s y la densidad inicial en función del objetivo preferente, v) se ha decidido el método de repoblación (siembra, plantación, ambas) y vi) se conoce el marco inicial para las ejecuciones posteriores.

El estudio del suelo, elemento imprescindible para definir el objetivo de la preparación

Para definir claramente cuáles son los objetivos de la preparación del suelo, cuestión previa e ineludible en cada rodal, es necesario estudiar el perfil edáfico y efectuar un diagnóstico de carencias, estado de degradación, posibilidades de evolución, riesgos que pueden inducir labores no adecuadas y, finalmente, decidir el procedimiento de preparación que corresponda. No debe obviarse el estudio edáfico completo, salvo en casos donde sea fácilmente previsible la inexistencia de disfunciones o carencias y resulte suficiente el diagnóstico edáfico realizado a través del análisis de la fisiografía, la litología y el clima. No obstante, también en este caso y aunque no se realicen análisis de laboratorio, es necesario proceder a la apertura de calicatas que permitan una descripción de la profundidad, la pedregosidad global y sus variaciones, el color de los horizontes y la disposición de los sistemas radicales. El estudio edáfico debe dar información sobre tres importantes propiedades físicas: profundidad, permeabilidad y capacidad de retención de agua, a través del estudio de la pedregosidad y de la textura, y sobre las siguientes cuatro propiedades químicas: humificación, reacción, carbonatos totales y activos y salinidad mediante conductividad. Algunas características, como ciertos valores de permeabilidad, salinidad o caliza activa, podrán resultar absolutamente limitantes e imposibiliten la repoblación o la introducción de ciertas especies, otras podrán ser mejoradas a corto y largo plazo y otras podrán ser adecuadas. El análisis global y la interpretación de los valores considerados aisladamente de sus relaciones corresponden al proyectista.

Ejemplo de valoración de las características biofísicas de un rodal sujeto a repoblación y toma de decisiones sobre los objetivos de la preparación (Bello 1995)

El rodal que se va a repoblar se localiza en El Cañavete (CU), tiene una extensión de 74 ha y está poblado por matorral de *Lavandula latifolia*, *Thymus* spp. y *Genista scorpius* de talla inferior a 30 cm con una fracción de cabida cubierta del 35%.

Las características fisiográficas son de ladera a umbría, de pendiente entre 0 y 15 % y altitud entre 775 y 890 m.

El fitoclima es $IV(VI)_1$, mediterráneo subnemoral, con los siguientes valores climáticos: temperatura máxima absoluta=40 ºC; temperatura media de las máximas del mes más cálido=32,2 ºC; temperatura media=13,6 ºC; temperatura mínima absoluta= -12 ºC; temperatura media de las mínimas del mes más frío= -0,1 ºC; precipitación anual=485 mm; duración del período seco=3,5 meses. Los valores estimados para otros parámetros son: intensidad bioclimática libre (IBL) =3,5 ubc (Montero de Burgos y González Rebollar 1983) (en la hipótesis de escorrentía superficial (W) = 0% y coeficiente de retención edáfica (CR) = 100 mm); productividad potencial forestal (PPF) (Gandullo y Serrada, 1977) = 3,25 $m^3\,ha^{-1}año^{-1}$.

El suelo está formado sobre areniscas calizas o molasas y se clasifica como calcisol háplico o rendzina empardecida, con roca de escasa consistencia a partir de 61 cm. La pérdida de suelo estimada mediante la ecuación USLE (Wischmeier y Smith 1978) es de 32 t ha^{-1} $año^{-1}$ (valores para la ecuación: erosividad de la precipitación (R) = 90; erosionabilidad del suelo (k) = 0,45; longitud de la pendiente (LS): para pendiente < de 15% = 5,3; uso y gestión del suelo (C): para arbolado con fracción de cabida cubierta (Fcc) > 0,7 = 0,009, para tomillar-aliagar = 0,15 y para suelo desbrozado a hecho y decapado = 0,45).

Las características físicas y químicas de cada uno de los horizontes identificados en el perfil del suelo se recogen en la siguiente tabla.

Tabla 14.1. Características fisico-químicas del perfil edáfico del rodal que se va a repoblar.

Horizonte	Profundidad (cm)	Tierra fina (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	pH (H_2O)	Conductividad eléctrica (mmhos c^{-1})	Materia orgánica (%)	CO_3Ca total (%)	Caliza activa (%)	Permeabilidad (según Gandullo, 1985)	Capacidad de retención de agua (mm)
A	0-15	58	82	6	12	8,1	0,032	3,9	59,6	4,5	5	17,18
Bw	15-40	67	80	8	12	8,2	0,018	2,2	37,6	6,8	5	16,09
C	40-61	61	80	10	10	8,5	0,045	0,6	59,8	7,1	5	13,09

Con los datos de la analítica se puede afirmar que es posible efectuar la repoblación con especies arbóreas, pues la profundidad real es suficiente (60 cm), la salinidad no es excluyente (CE < 0,045 mmohs cm^{-1}) y la permeabilidad es máxima en todos los horizontes, con un valor de 5. Hay que tener en cuenta que se excluye la posibilidad de desarrollo de masas arbóreas cuando estas tres propiedades alcanzan valores desfavorables extremos.

El análisis de las características de este rodal permite identificar los objetivos de la preparación previa, de la manera siguiente:

- Profundidad. La profundidad actual es de 60 cm. Es posible aumentarla por la escasa consistencia de la roca madre. Es conveniente aumentarla para mejorar la capacidad de retención de agua. → Sí, hay que aumentar la profundidad.
- Capacidad de retención de agua. La capacidad de retención de agua actual es de 46,36 mm (17,8 + 16,09 + 13,09). Resulta escasa en un clima mediterráneo con sequía superior a tres meses. Conviene aumentarla incrementando la profundidad. → Sí, hay que mejorar la capacidad de retención de agua.
- Escorrentía. A pesar de no ser una pendiente muy acusada, la degradación específica según la USLE es de 32 t ha^{-1} $año^{-1}$ y resulta elevada, y más considerando que se trata de clima mediterráneo. → Sí, debe reducirse la escorrentía.
- Permeabilidad. El valor de la permeabilidad es máximo (5) en todos los horizontes y no hay discontinuidades. → No es necesario aumentar la permeabilidad.
- Invasión posterior del matorral. El escaso desarrollo actual del tomillar y el hecho de que la producción maderable no será el objetivo preferente hacen que no sea necesario efectuar labores preventivas al respecto. → No es necesario efectuar labores para retrasar el desarrollo del matorral.
- Facilitar la siembra y la plantación. → Sí. Efectivamente, se facilita la siembra o plantación de las especies elegidas; en este caso concreto, pino piñonero y encina de objetivo protector. El marco elegido dirigirá la geometría de la preparación del suelo.

2. Clasificación de los procedimientos de preparación del suelo

Para definir adecuadamente una preparación del suelo es necesario referirse a cuatro criterios de clasificación que definen, a su vez, cuatro atributos simultáneos para cada procedimiento: i) la extensión superficial de la preparación, ii) su acción sobre el perfil, iii) su forma de mecanización y iv) la profundidad que alcanza la labor.

En cada rodal en estudio, la discusión sobre cada uno de los criterios puede llevar a la recomendación expresa de un tipo, o bien a la exclusión necesaria de otro, o bien a la admisibilidad de dos, o bien a considerar que no existen restricciones que obliguen a la elección de un tipo concreto de preparación del suelo.

En los siguientes apartados se refieren los cuatro criterios, los tipos que, según ellos, se establecen y los factores que es necesario analizar en cada uno para elegir el tipo de preparación más adecuado de acuerdo con los objetivos definidos.

2.1 Extensión superficial afectada por la preparación

Los tipos de preparación que se definen en función de la extensión superficial afectada por la plantación son: puntual, lineal y a hecho (figura 14.2). Los factores que deben tenerse en cuenta para decidir qué tipo de preparación resulta más conveniente son los siguientes:

- La calidad del suelo o la importancia de sus carencias y estado de degradación, ya que los perfiles de peor calidad necesitan una preparación más intensa. Por

ejemplo, en aquellos suelos que requieren un aumento de la profundidad o de la permeabilidad tendrán que aplicarse procedimientos, al menos, lineales.

- La pendiente, y el riesgo de erosión inherente, en cuanto que es factor determinante del estado erosivo del monte. Al respecto, hay que tener en cuenta el efecto hidrológico de cada tipo de preparación: en los puntuales, el efecto hidrológico es indiferente; en los lineales, es positivo si se ejecutan en curva de nivel; en los plenos o a hecho, el efecto es muy variable según el procedimiento empleado, pues los laboreos completos pueden afectar negativamente y los acaballonados completos pueden ser adecuados.
- El método de repoblación o, en su caso, el tipo de plantas empleado. Las plantas en envase admiten menos intensidad de preparación. Las siembras a voleo requieren preparaciones a hecho o por fajas mediante escarda y las siembras por golpes, preparaciones puntuales.
- El objetivo preferente de la repoblación, pues en las productoras puede resultar rentable efectuar preparaciones intensas que mejoren sensiblemente el crecimiento de la masa al mejorar la estación y abaraten los desbroces posteriores.
- Los efectos sobre el paisaje, siendo los más patentes los que producen las preparaciones lineales por el contraste cromático transitorio.

Preparación puntual por ahoyado manual sobre desbroce lineal (foto: S Arenas).

Preparación lineal por acaballonado superficial (foto: R Serrada).

Preparación a hecho por laboreo completo (foto: R Serrada).

Figura 14.2. Ejemplos de procedimientos con diferente extensión superficial.

- La necesidad de respetar una parte o toda la vegetación presente sobre la superficie del rodal, que exigirá técnicas con un mayor o menor carácter selectivo para su conservación. Tienen un mayor carácter selectivo las técnicas puntuales y menor las areales o realizadas a hecho (Navarro *et al.* 2004). En las técnicas lineales o por fajas, la vegetación se conserva en la superficie no laboreada o entrefaja, cuya anchura habrá de ser, al menos, igual a la altura de la vegetación actual. Las repoblaciones de enriquecimiento o densificación exigen realizar preparaciones puntuales.

2.2. Acción de la preparación sobre el perfil

Los tipos que se definen en función de la acción sobre el perfil son dos: con inversión de horizontes y sin inversión de horizontes (figura 14.3). En principio, e independientemente de la extensión superficial, la acción de preparación del suelo puede hacer que se mezclen los horizontes edáficos haciendo que los inferiores suban tras las labores y que los superiores queden enterrados.

El único factor que debe analizarse para decidir entre los dos tipos está asociado a las características del perfil, lo que requiere un estudio edáfico completo:

- En perfiles evolucionados o maduros, salvo excepciones que más adelante habrá ocasión de tratar, la inversión de horizontes supondrá un rejuvenecimiento y una cierta pérdida de calidad edáfica, pues la evolución actúa mejorando la capacidad del suelo para sustentar la vegetación. Además de valorar el grado de evolución por la identificación de horizontes y de la clasificación del perfil en relación con el clima, se debe valorar por las diferencias de resultados analíticos entre los diferentes horizontes. En suelos maduros es mejor actuar sin inversión.

Umbrisol háplico; no es conveniente invertir horizontes (foto: R Rodríguez Soalleiro).

Podsol; es conveniente invertir horizontes (foto: V Gómez Sanz).

Ranker de pendiente o regosol dístrico; es indiferente invertir horizontes o no (foto: R Serrada).

Figura 14.3. Ejemplos de perfiles con distintas conclusiones en relación con la conveniencia de invertir horizontes en la preparación del suelo.

- En el caso de perfiles silíceos poco o nada evolucionados, con valores analíticos muy semejantes a lo largo de toda la profundidad, la inversión de horizontes resulta indiferente, pues los sistemas radicales de las plantas que se van a instalar dispondrán de los mismos recursos, tanto si entran en contacto con horizontes superficiales como con los profundos.
- En perfiles calizos poco evolucionados, es frecuente que la inversión de horizontes resulte también un inconveniente, pues pueden aflorar en superficie tierras con mayor cantidad de caliza activa y pH más básico que las superficiales, lo que, entre otros inconvenientes, dificulta la nutrición de las plantas que se van a instalar. También en este caso es mejor actuar sin inversión.
- En los casos de podsolización y planosolización puede resultar necesaria, en un principio, la inversión de horizontes. Se trata de una situación en la que se está produciendo una acumulación de finos y/o de materia orgánica en un horizonte intermedio (B) que, aunque denota alta madurez y evolución edáfica, produce una capa impermeable, normalmente con dos unidades de permeabilidad menos que la superior (Gandullo 1985), que favorece encharcamientos primaverales en los horizontes superiores. Este encharcamiento produce la muerte de las micorrizas y de las raíces finas de las plantas introducidas, lo que se manifiesta en numerosas marras en el verano. Por otra parte, el enraizamiento superficial en caso de supervivencia provoca retrasos en el crecimiento e inestabilidad por estrés hídrico a largo plazo. En el caso de la podsolización, la acumulación de materia orgánica en profundidad, con lavado de los horizontes superficiales, da lugar a un secuestro de los nutrientes. La podsolización está ligada a climas fríos y muy lluviosos sobre roca madre de reacción ácida y filtrante. Los problemas que plantea frente a la repoblación forestal por encharcamiento están ligados a pendientes escasas. La planosolización está asociada a climas relativamente lluviosos, especialmente en primavera, rodales con escasa pendiente y roca madre arcillosa. La podsolización y la planosolización se han visto favorecidas por el cultivo agrícola de cereal de secano, cuyos laboreos han reforzado, a su vez, la formación del horizonte impermeable, algunas veces petrocálcico. Este caso se presenta con frecuencia en forestación de tierras agrícolas (Gandullo y Serrada 1993). En estos casos, la discusión respecto de este segundo criterio de clasificación de la preparación del suelo conduce a recomendar la inversión de horizontes para favorecer la permeabilidad.

2.3. Forma de mecanización de la preparación

Pueden distinguirse dos tipos de preparaciones en función de la forma de mecanización: con aperos de cava accionados con sistemas hidráulicos acoplados a distintos tipos de retroexcavadoras y con aperos que son accionados por tractores de diferentes tipos. En la actualidad se descartan las ejecuciones manuales, con o sin ayuda de motoazadas o motoahoyadoras, por su escasa eficacia en relación con la mejora de las propiedades edáficas y por su bajo rendimiento, todo ello ligado a un muy alto coste y a una penosa ergonomía. No obstante, en epígrafes posteriores, se describirán algunos procedimientos en desuso para que sean identificados en muchas masas artificiales que con ellos se instalaron.

La mecanización con aperos de cava accionados con sistemas hidráulicos acoplados a retroexcavadoras y/o retroarañas es la alternativa que ha desplazado a las preparaciones manuales por ahoyado. Las técnicas de preparación del suelo que se hacen con estas máquinas son los ahoyados y las banquetas. La incorporación a los trabajos forestales del equipo denominado retroaraña, que tiene una capacidad de tránsito por el monte que no está limitada ni por la pendiente, ni por la pedregosidad superficial o por la rocosidad, ni por la presencia de un matorral de alta espesura, todo ello con alta eficacia y coste razonable, ha supuesto una alternativa que cubre los casos de mayor dificultad. Este tipo de mecanización permite la circulación de los equipos en cualquier dirección y sentido sobre las laderas.

La mecanización mediante aperos que son accionados por tractores de diferentes tipos permite la circulación sobre la ladera únicamente en curva de nivel o en línea de máxima pendiente. Los tractores pueden ser de dos tipos: tractores con ruedas o neumáticos aplicados en el campo agrícola y tractores de cadenas u orugas, entre ellos el más habitual es el *bulldozer* de más de 150 CV, utilizado tradicionalmente en el movimiento de tierras en ingeniería civil. Hasta hace unos años se podían emplear, también, unos tractores forestales de diseño especial, como el tractor todoterreno de alta estabilidad (TTAE) o el Tramet. Con este tipo de mecanización se utilizan básicamente dos tipos de apero: el subsolador o *ripper* y el arado, bien de vertedera, bien de discos. Las técnicas que se realizan con estas máquinas y aperos son los ahoyados, subsolados, acaballonados y aterrazados.

Los factores que deben analizarse para decidir sobre la forma de ejecución son (figura 14.4):

- La pendiente, en cuanto que es un factor limitante para realizar la labor por curva de nivel. En tramos de 0% a 15% de pendiente se puede mecanizar en curva de nivel con tractor agrícola normal y con cualquier otro tractor. Entre el 15% a 35% puede actuar, en curva de nivel, el tractor de cadenas y quedan excluidos los agrícolas. Por encima del 35% sólo se puede mecanizar en línea de máxima pendiente, habitualmente con retroexcavadora o retroaraña. Por ello, a la hora de definir rodales de repoblación en las fases de estudio previo, es de interés utilizar los límites de pendiente citados para que cada rodal definido pueda ser mecanizado en toda su extensión de una única forma.
- La pedregosidad del perfil, su consistencia y tamaño, que puede hacer inviable el subsolado doble, el laboreo o el ahoyado con cazo de retroexcavadora.
- La pedregosidad superficial y los afloramientos rocosos o rocosidad muy frecuentes y de gran tamaño, que pueden condicionar el tránsito de los tractores. Si la frecuencia y el tamaño de los obstáculos superficiales son grandes, el tránsito del tren de rodadura de los tractores se ve interferido, independientemente de la pendiente, siendo únicamente posible circular con retroaraña. En estos casos, la acción de los aperos, que debería ser continua, se ve frecuentemente interrumpida.
- Los defectos del perfil que, si son muy graves, requieran plantearse el incremento de la profundidad como objetivo y que condicionen la forma de mecanización. Los subsoladores de gran tamaño acoplados a tractores de gran potencia y las retroexcavadoras son las formas de mecanización que mayor profundidad alcanzan.

Afloramientos rocosos que limitan el movimiento de las máquinas sobre la superficie (foto: J Pemán).

Suelo superficial en el que una equivocada labor de subsolado ha fracturado y puesto en superficie la roca madre (foto: J Pemán).

Pedregosidad superficial y afloramientos rocosos que condicionan la mecanización, aunque haya escasa pendiente (foto: R Serrada).

Fuertes pendientes que limitan la preparación mecanizada al ahoyado con retroaraña (foto: X Goñi).

Subsolador basculante portado por tractor de cadenas que permite realizar de una labor profunda (foto: J Pemán).

Apero ahoyador de rejones utilizado en las retroexcavadoras para la realización del hoyo en suelos húmedos y/o superficiales (foto: J Pemán).

Figura 14.4. Situaciones que condicionan la forma de mecanización de la preparación del suelo.

- Los aspectos económicos, pues las preparaciones puntuales comparadas con las lineales, a igualdad de densidad de plantación, tienen un coste superior.

2.4. Profundidad que alcanza la labor

Se valora en tres tipos: profundidad baja, cuando alcanza entre 0 y 20 cm, media, entre 20 y 40 cm, y alta, superior a 40 cm. En algunos procedimientos se puede alcanzar hasta 80 cm mediante subsoladores o retroexcavadoras sin extracción de la tierra. En el caso de plantación de chopos a raíz profunda con retroexcavadora y extracción de tierra se pueden alcanzar los 3 m de profundidad (figura 14.5).

Estudio sobre enraizamiento en masa artificial de pino carrasco de 35 años. La labor, acaballonado con tracción animal, alcanzó la profundidad que se observa en el sistema radical; apenas 40 cm
(foto: R Serrada).

El empleo de la retroaraña se justifica en pendientes acusadas y en suelos con abundantes afloramientos rocosos o pedregosidad superficial, ya que permite alcanzar altas profundidades
(foto: R Serrada).

Las preparaciones manuales no permiten alcanzar profundidades superiores a 40 cm
(foto: V Gómez Sanz).

Figura 14.5. Ejemplos de situaciones que condicionan el aumento de la profundidad del suelo.

Los factores que hay que considerar para decidir sobre la profundidad que debe alcanzar la preparación del suelo en la repoblación son:

- El método de repoblación, ya que, con carácter general, en las siembras es suficiente efectuar preparaciones con profundidades medias o bajas. La profundidad de labor recomendada para la siembra de especies del género *Quercus* es la misma que para la plantación, debido a su gran capacidad de crecimiento radical tras su germinación.
- La calidad del perfil, pues los suelos buenos no necesitan altas profundidades. Este factor está íntimamente ligado a la fijación de los objetivos que se han expuesto anteriormente.
- El tipo de plantas, ya que según sea la longitud de los sistemas radicales la profundidad de la preparación variará. Ésta debe superar notablemente la longitud de los sistemas radicales de las plantas con objeto de facilitar su rápido desarrollo tras la plantación. Muchas especies utilizadas habitualmente en repoblaciones forestales se cultivan en envases de 20 cm de altura; en ese caso la preparación del suelo no debe ser nunca inferior a 30 cm. Asimismo, si se usa plantas a raíz desnuda, la profundidad también debe ser, al menos, 10 cm superior a la longitud del sistema radical.
- El régimen hídrico de la estación, pues donde no haya sequía estival la profundidad podrá ser menor. También hay que tener en cuenta la posibilidad de encharcamiento permanente o intermitente.

Elección del procedimiento de preparación del suelo

Para definir completa y adecuadamente un procedimiento de preparación del suelo hay que analizar las diferentes alternativas según los cuatro criterios que han quedado expuestos en los apartados precedentes: extensión superficial afectada, acción sobre el perfil, forma de mecanización y profundidad de la labor.

En cada criterio debe discutirse la propuesta que corresponda en función de los objetivos que debe cumplir la preparación del suelo, definidos previamente. Este análisis puede concretarse en elegir o rechazar necesariamente una opción o en admitir varias alternativas. En principio, se pueden hacer todas las combinaciones posibles entre los tipos definidos, si bien cabe indicar las siguientes incompatibilidades:

- Las preparaciones a hecho y en fajas deben ser únicamente mecanizadas con tractor, por el coste que supone la otra alternativa.
- Las preparaciones realizadas con retroexcavadoras, aunque alteren el orden de los horizontes en caso de producirse extracción y llenado posterior, al ser puntuales, pueden considerarse como sin inversión de horizontes, ya que no afectan más que a una pequeña parte de la superficie del rodal.
- En este sentido, todas las preparaciones puntuales pueden ser consideradas como sin inversión de horizontes, independientemente del sistema de mecanización y de la profundidad.

Resumen de los tipos de preparación del suelo según diferentes criterios de clasificación y factores que deben tenerse en cuenta

Primer criterio:
Extensión superficial afectada por la preparación

Definición del tipo de preparación:

- ► puntual
- ► lineal
- ► a hecho

Factores que deben tenerse en cuenta:

- ► la calidad del suelo o la importancia de sus carencias y estado de degradación; así, los perfiles de peor calidad necesitan mayor intensidad de preparación;
- ► la pendiente, y el riesgo de erosión inherente, como factor determinante del estado erosivo del monte; hay que tener en cuenta el efecto hidrológico de cada tipo de preparación, que en los puntuales es indiferente, en los lineales positivo si se ejecutan en curva de nivel y en los plenos o a hecho muy variable según el procedimiento empleado;
- ► el método de repoblación o, en su caso, el tipo de plantas empleado; las plantas en envase requieren menor intensidad de preparación, las siembras a voleo preparaciones a hecho y las siembras por golpes preparaciones puntuales;
- ► el objetivo preferente de la repoblación, pues en las masas productoras puede resultar rentable efectuar preparaciones intensas que mejoren sensiblemente su crecimiento y abaraten los desbroces posteriores;
- ► los efectos sobre el paisaje, siendo los más patentes los que producen las preparaciones lineales;
- ► la necesidad (o no) de conservar la vegetación existente.

Segundo criterio:
Acción de la preparación sobre el perfil

Definición del tipo de preparación:

- ► con inversión de horizontes
- ► sin inversión de horizontes

Factores que deben tenerse en cuenta:

- ► únicamente las características del perfil:
  - ◦ en perfiles evolucionados o maduros, salvo excepciones, la inversión de horizontes supone un rejuvenecimiento y una cierta pérdida de calidad edáfica;
  - ◦ también en perfiles calizos poco evolucionados la inversión de horizontes no es adecuada, pues pueden aflorar en superficie tierras con mucha caliza activa y pH extremadamente básico que, entre otros inconvenientes, dificulta la nutrición de las plantas que se instalan;
  - ◦ en el caso de perfiles silíceos poco o nada evolucionados, la inversión de horizontes resulta indiferente;
  - ◦ en los casos de podsolización y planosolización puede resultar necesaria, en principio, la inversión de horizontes.

Tercer criterio:

Forma de mecanización de la preparación

Definición del tipo de preparación:

► con retroexcavadoras

► con tractores

Factores que deben tenerse en cuenta:

► la pendiente, en cuanto que es un factor limitante para la mecanización en curva de nivel:

- ◦ en tramos de 0% a 15% de pendiente se puede mecanizar en curva de nivel con tractor agrícola normal;
- ◦ en tramos de 15% a 35% puede actuar en curva de nivel el tractor de cadenas;
- ◦ en pendientes del 35% al 55% puede trabajar en curva de nivel el equipo TTAE o el Foresta;
- ◦ por encima del 55% sólo se puede mecanizar en línea de máxima pendiente o con retroarañas.

► la pedregosidad del perfil y su consistencia, que pueden hacer inviable algunos procedimientos de mecanización;

► la pedregosidad superficial y los afloramientos rocosos frecuentes, que pueden impedir el tránsito de maquinaria y la acción de los aperos;

► los defectos del perfil, que si son muy graves, pueden precisar una gran profundidad que condicione la forma de mecanización;

► los aspectos económicos, pues las preparaciones puntuales, comparadas con las lineales a igualdad de densidad de plantación, tienen un coste superior.

Cuarto criterio:

Profundidad que alcanza la labor

Definición del tipo de preparación:

► a profundidad baja: entre 0 y 20 cm

► a profundidad media: entre 20 y 40 cm

► a profundidad alta: superior a 40 cm, aunque algunos procedimientos pueden superar con creces este valor.

Factores que deben tenerse en cuenta:

► el método de repoblación, pues en las siembras es suficiente contar con profundidades medias o bajas;

► la calidad del perfil, pues los suelos buenos no necesitan altas profundidades;

► el tipo de plantas, pues si la longitud del sistema radical es la habitual de 20 cm, la profundidad de la preparación del suelo deberá ser superior a 30 cm;

► régimen hídrico de la estación, pues la profundidad podrá ser menor donde no haya sequía estival.

Ejemplo de toma de decisiones sobre el procedimiento de preparación del suelo más adecuado

A partir de los datos del perfil del suelo del rodal situado en El Cañavate (CU) (tabla 14.1), se puede afirmar que es posible aumentar la profundidad real, que es del orden de 60 cm, pues la continuación del horizonte C es roca madre alterada y fisurable. También se comprueba que, aunque se trata de un suelo medianamente evolucionado, el valor de humificación en el primer horizonte es muy superior (3,9 %) respecto del valor del horizonte que aparece a partir de 40 cm (0,6 %). En relación con la caliza activa, su proporción en el horizonte superior (4,5 %) es muy inferior al del horizonte que aparece a partir de 40 cm (7,1 %).

Teniendo en cuenta estas consideraciones, la justificación de la opción elegida para cada uno de los atributos se expone en la tabla 14.2.

Tabla 14.2. Propuesta de clasificación de la preparación del suelo en el caso del rodal descrito en la tabla 14.1, en función de los objetivos expuestos y de sus características.

Criterios definidores de la preparación del suelo	Discusión y resultado
Extensión superficial	►Objetivos de la preparación del suelo: aumentar profundidad y reducir escorrentía. ► Propuesta: la extensión puntual puede ser insuficiente por profundidad; mejor lineal o a hecho. La reducción de escorrentía es más eficaz con procedimientos lineales en curva de nivel.
Inversión de horizontes	► Se trata de un perfil calizo poco evolucionado, hay que mantener las propiedades del horizonte superior, con mayor proporción de materia orgánica y menor de caliza activa. ► Propuesta: sin inversión de horizontes.
Mecanización	► No hay restricciones por pedregosidad interna ni superficial, ni por afloramientos rocosos, ni por pendiente. ► Propuesta: mecanizar con tractor de cadenas de gran potencia que permita alcanzar alta profundidad en preparación lineal en curva de nivel. Para facilitar marco de plantación regular, separación entre líneas constante.
Profundidad	► Objetivos de la preparación del suelo: aumentar profundidad y reducir escorrentía. ► Propuesta: profundidad alta, superior a 60 cm.
Procedimiento que reúne los requisitos expuestos	► Subsolado lineal simple, con un solo *ripper*, de alta profundidad, con separación constante. Como no es necesario el desbroce, el subsolado no condiciona la densidad definitiva; puede ser la definida como inicial.

3. Procedimientos de preparación del suelo

En el presente epígrafe se describen los procedimientos más usuales de preparación del suelo, ordenados según la extensión superficial afectada. En cada procedimiento se expresa su denominación y definición, las herramientas, equipos y aperos, el método operativo, las condiciones de aplicación y efectos y, finalmente, el rendimiento. Al estudiar cada procedimiento es importante resaltar sus efectos sobre las posibilidades de mejora del perfil, la supervivencia de las plantas que se van a introducir, el régimen hidrológico y el paisaje.

3.1. Preparaciones puntuales

Son tratamientos de carácter puntual que se realizan sobre todo el terreno, con una distribución generalmente irregular en las repoblaciones de objetivo protector, aunque también puede tener una distribución regular con marcos al tresbolillo, reales o rectangulares en las repoblaciones de carácter productor.

Se pueden distinguir dos grandes grupos:

- ahoyados: procedimientos que realizan hoyos o excavaciones en el terreno, con un volumen que oscila entre los 60 L de los hoyos manuales, hasta los 1000 L de los realizados con retroexcavadora. En la actualidad se realizan, con mayor o menor frecuencia, los siguientes: ahoyado manual con herramienta a brazo, ahoyado manual con motoahoyadora, ahoyado con retroexcavadora o con retroaraña, ahoyado mecanizado con barrena y ahoyado con *ripper*.

  No se describen, por haber caído en desuso, las preparaciones por casillas o raspas manuales (Sánchez-Pulido y Segovia 1977).
- banquetas: procedimientos de preparación del terreno que realizan bancales o rellanos de pequeña anchura (< 1 m) en la ladera y con contrapendiente. La profundidad es superior a 40 cm. Entre los métodos existentes se destaca la banqueta con microcuenca y la banqueta con pico o martillo mecánico.

No se describe, por haberse dejado de practicar, el procedimiento de preparación realizado con cabezales mullidores (Masip y Arnó 1993), que se basaban, únicamente, en cavar o ahuecar la tierra al objeto de disminuir la cohesión del suelo y aumentar su porosidad para mejorar el movimiento del agua en el mismo y el desarrollo radical.

3.1.1 Ahoyados

Ahoyado manual

Operación consistente en la apertura de un hoyo con herramienta a brazo, azada, pico, zapapico o pala, con dimensiones alrededor de 40×40×40 cm en los que la dimensión que más debe controlarse es la profundidad. En ocasiones se han utilizado otras herramientas a brazo como el barrón y el plantamón, que, en lugar de realizar la excavación de un hoyo como las herramientas anteriores, producen la apertura de una cavidad en el suelo mediante el movimiento circular o en vaivén de la herramienta introducida en el mismo.

Esta técnica está en desuso por su baja eficacia en relación con la mejora de las propiedades edáficas y por un coste inasumible frente a la alternativa de la mecanización.

Condiciones de aplicación y efectos. Es un procedimiento puntual, sin inversión de horizontes, manual y de profundidad media. Su efecto hidrológico es muy limitado, contribuyendo en poca medida a la reducción de la escorrentía. Al ser un procedimiento muy caro, la densidad de plantación de ser baja. No tiene limitaciones ni por la pendiente, ni por la pedregosidad superficial o del perfil, ni por los afloramientos rocosos. Su efecto paisajístico es muy reducido. Por la escasa labor que hace en el suelo, se recomienda emplear plantas en envase para reducir el porcentaje de marras. Su efecto social es muy discutible, pues, aunque genera empleo, resulta un trabajo muy penoso.

El uso del barrón y el plantamón tiene dos importantes limitaciones: la alta pedregosidad interna del perfil y la textura de la tierra fina si es arcillosa debido a que se genera una zona compactada alrededor del sistema radical de las plantas introducidas. Se empleaban siempre para plantación y en dos casos específicos: bajo climas húmedos y sobre suelos de calidad, con una ejecución previa de raspas someras o picadas como auxiliar a la plantación; y en terrenos con muchos afloramientos rocosos de imposible mecanización pero con zonas discontinuas de suelo arenoso o franco que se seleccionaban para instalar las plantas sin un marco previamente definido.

Herramientas. Azada, pico, zapapico, pala, barrón y plantamón. Cuanto más duro sea el terreno, más estrecha debe ser la boca de la herramienta y mayor su peso (figura 14.6).

Tabla 14.3. Dimensiones de diferentes modelos de azada de la marca Bellota.

Modelo	Longitud (mm)	Anchura (mm)	Peso (g)
4A	200	165	1100
4B	210	180	1300
11A	240	120	1850
80A	180	160	950
80H	230	200	1550

El barrón es una barra metálica, cilíndrica, de 1,50 a 1,70 m de longitud, de 5 a 7 cm de diámetro, de 7 a 15 kg de peso y con un extremo afilado. El plantamón, diseñado por el Ingeniero de Montes José Luis Montero de Burgos, es una pala recta de sección romboidal con mango de madera de 1,50 m que genera una cavidad de forma paralelepipédica (Alegría *et al.* 1977).

Método operativo. Se realiza un marcado previo a marco real o tresbolillo, que puede obviarse si se han hecho casillas de desbroce. En marcos irregulares no es necesario marcado previo si se conserva un cierto espaciamiento. Se forman cuadrillas de 15 a 25 trabajadores que avanzan en línea de máxima pendiente y de arriba hacia abajo, o en curva de nivel, abriendo los hoyos. Lo más habitual es dejarlos abiertos con la tierra extraída aguas abajo. Se trabaja cuando el terreno tiene buen tempero y sin heladas. El relleno de los hoyos se hace a la vez que la plantación. Los hoyos se vuelven a tapar inmediatamente en climas muy secos, ya que se puede desecar la zona profunda del perfil si permanecen abiertos largo tiempo. El tapado puede, también, realizarse cavando en la zona aguas arriba del hoyo, con lo que se amplía la superficie desbrozada por arranque.

En los casos del barrón y el plantamón, el procedimiento consiste en levantar verticalmente la herramienta y dejarla caer sobre el suelo para que profundice entre 30 y 40 cm. Una vez clavada, se le imprime movimiento de giro al barrón y de vaivén al plantamón, abriéndose así una cavidad suficiente para alojar el sistema radical de la planta. Para poder operar, el tempero del suelo debe ser muy favorable. Inmediatamente a la apertura, se procede a la plantación, por lo que se ha considerado como un procedimiento de preparación del suelo con plantación simultánea. Normalmente, el barrón y el plantamón han sido utilizados para realizar la plantación sobre terrenos previamente preparados con otra técnica, siempre que las propiedades físicas del suelo lo permitían.

Rendimiento. Las variables que influyen en el rendimiento son el tipo de suelo, la densidad y la pendiente (tabla 14.4).

Azada de boca estrecha utilizada para la apertura del hoyo que lleva soldada una pieza para fracturar las piedras (foto: J Pemán).

Hoyo abierto con azada (foto: J Pemán).

Hoyo abierto con azada (foto: J Pemán).

Ahoyado manual con azada (foto: V Gómez Sanz).

Apertura de hoyos manual con plantamón (foto: S Arenas).

Aspecto general de un monte ahoyado manualmente en el Valle de Arán (foto: J Pemán).

Figura 14.6. Herramientas y ejemplos de ahoyado manual.

Tabla 14.4. Rendimientos del ahoyado manual según las tarifas del Grupo Tragsa (2011).

Variables			Rendimiento (horas mil hoyos^{-1})
Suelo	Pendiente (%)	Densidad (hoyos ha^{-1})	
Suelto	< 50	< 700	60,959
		> 700	55,416
	> 50	< 700	73,15
		> 700	66,5
Tránsito	< 50	< 700	91,438
		> 700	83,124
	> 50	< 700	109,725
		> 700	99,749
Pedregoso	< 50	< 700	175,56
		> 700	159,6
	> 50	< 700	210,672
		> 700	191,52

Ahoyado manual con motoahoyadora

Operación consistente en la apertura de hoyos mediante una motoahoyadora que dispone de una barrena accionada por un motor. La barrena puede ser helicoidal, en cuyo caso realiza hoyos cilíndricos de unos 30 cm de diámetro y entre 40 y 100 cm de profundidad, en función del tipo de plantas y las condiciones edáficas; y romboidal, en cuyo caso los hoyos tienen forma cónica en su parte inferior y cilíndrica en la superior con diámetro máximo de 40 cm y profundidad de 60 cm. Es una técnica que está en desuso por la frecuente compactación de las paredes del hoyo que impide el desarrollo del sistema radical de las plantas.

Condiciones de aplicación y efectos. Es un procedimiento puntual, sin inversión de horizontes, de profundidad baja a media. Sus efectos hidrológicos y paisajísticos son inapreciables. Este procedimiento no siempre puede aplicarse en los suelos muy sueltos y arenosos, al igual que en los arcillosos por el riesgo de compactación en las paredes del hoyo.

Equipos y aperos. Máquina portátil accionada por su propio motor, cuyo elemento de trabajo es una barrena helicoidal provista de amplias espiras que al girar se va introduciendo en el terreno a la vez que extrae la tierra. Existen barrenas portátiles que requieren uno o dos operarios para su manejo (figura 14.7). Las motoahoyadora de un operario suele ser de una cilindrada de 30 a 50 cm^3 y de 1,3 a 1,6 kW de potencia y su peso supera los 9 kg. Las motoahoyadoras de dos operarios tienen una cilindrada que supera los 60 cm^3 y una potencia de 3 kW y su peso puede alcanzar los 26 kg. A su vez, existen diferentes tipos

de barrena, tanto en tamaño como en forma. Las barrenas helicoidales varían entre 9 y 35 cm de diámetro y 70 cm de longitud. Las barrenas excavadoras de hoyos tienen unas dimensiones de 26 a 40 cm de diámetro y 66 a 80 cm de profundidad. Algunas marcas y modelos admiten un prolongador de la longitud de la barrena de 45 cm de longitud.

Método operativo. Los operarios se sitúan en el lugar de plantación y, apoyando la barrena sobre el suelo, comienzan el proceso de apertura, forzándolo mediante la aplicación de empuje del apero (figura 14.8). La barrena se va introduciendo poco a poco en el suelo y se extrae cada 30 cm mediante un golpe brusco, para facilitar así la extracción de la tierra (mejor con espiras de paso variable) y facilitar su penetración en profundidad. Debe tenerse bastante precaución en suelos pedregosos, donde el enganche de la hélice con alguna piedra puede transmitir el movimiento del rotor a las barras portadoras, con el consiguiente golpe sobre los operarios. También debe tenerse precaución con las raíces que existan en el terreno, ya que pueden obturar la penetración del ahoyador con el consiguiente riesgo de caída para los operarios. Este método ha sido descrito, con alguna variación, por Arenas y Riveiro (1997) realizando previamente la eliminación de herbáceas con objeto de extraer todo el material vegetal de los primeros 10 cm del suelo.

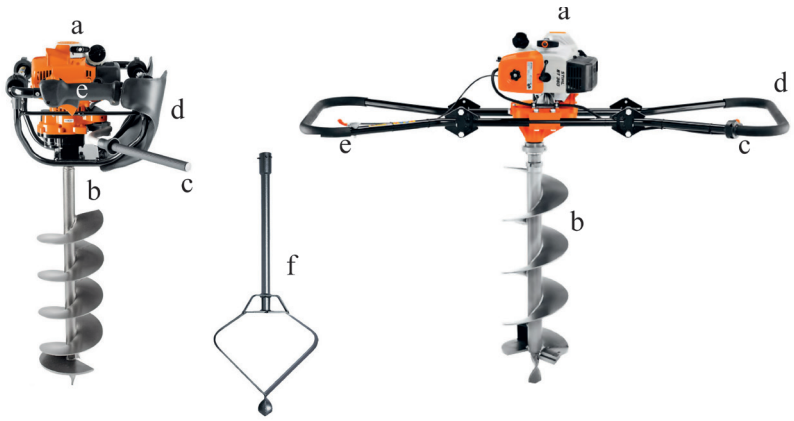


Figura 14.7. Motoahoyadoras de uno (izquierda) y dos operarios (derecha). Componentes importantes: a) motor, b) broca de barrena helicoidal, c) freno de seguridad para parada del motor cuando la barrena se atasca, d) acolchado y manillar, e) empuñadura del acelerador, f) broca excavadora de hoyos (foto: modificada de Stihl).

Rendimiento. Depende de las dimensiones del hoyo y del tipo de suelo (tabla 14.5). En ahoyados de 0,5 m de profundidad y con densidades de 1600 pies ha^{-1}, incluyendo la plantación, se obtienen rendimientos de 26 h ha^{-1}, es decir, 61 hoyos h^{-1}. Arnó *et al.* (2000) registraron rendimientos de 44 hoyos h^{-1} para motoahoyadoras de un operario y efectuando hoyos de 40 a 45 cm de profundidad con una densidad de 625 hoyos ha^{-1}. Con motohoyadoras de dos operarios se han obtenido rendimientos de 480 hoyos $jornada^{-1}$.

Tabla 14.5. Rendimientos del ahoyado de 50 cm de profundidad con motoahoyadora de 3-5 CV (Asociación Española Ingeniería Paisaje 2016).

Diámetro del hoyo (cm)	Tipo de suelo	Rendimiento (horas mil hoyos^{-1})
40	suelto	39,96
	compacto	46,00
60	suelto	44,01

Ahoyado con barrena helicoidal (foto: J Arnó).

Hoyo realizado con barrena helicoidal. La extracción de la tierra permite ver la compactación que se produce en las paredes (foto: J Pemán).

Hoyo realizado con barrena helicoidal sin extracción de la tierra (foto: J Pemán).

Figura 14.8. Ejemplos de ahoyado con motoahoyadora con barrena helicoidal.

Ahoyado con retroexcavadora o con retroaraña

Consiste en la remoción del suelo, con o sin extracción de la tierra, en un volumen de forma prismática mediante la acción de la cuchara o cazo de una retroexcavadora o retroaraña (*iron spider*, *spider excavator*).

Condiciones de aplicación y efectos. Se trata de un procedimiento de preparación del suelo puntual, con o sin inversión de horizontes dependiendo si se voltea la tierra extraída con la cuchara, mecanizado y de profundidad alta. El efecto hidrológico es bueno. El efecto paisajístico no es apreciable. La mejora de las condiciones del perfil es escasa por el bajo volumen removido. La limitación en pendiente es poco estricta, pues las máquinas convencionales pueden circular en línea de máxima pendiente, siempre que no se presenten afloramientos rocosos, hasta un 65%. Las retroarañas tienen menores restricciones por pendiente, hasta el 100% si trabaja en la línea de máxima pendiente, por irregularidad de la superficie o por afloramientos rocosos o pedregosidad superficial. Las condiciones edáficas no son limitantes. Sobre la superficie removida por el cazo se produce un desbroce por arranque simultáneo.

Equipos y aperos. Las retroexcavadoras son máquinas autopropulsadas utilizadas para realizar excavaciones que se sitúan por debajo del plano de apoyo de la máquina. Su chasis puede ser fijo o giratorio y puede estar montado sobre cadenas o neumáticos. Están provistas de una pluma y de un brazo grúa accionado hidráulicamente en cuyo extremo se coloca un cazo o cuchara para la realización de los hoyos (figura 14.9). Existen diferentes modelos con una amplísima gama de características técnicas (tabla 14.6).

Tabla 14.6. Características técnicas de las retroexcavadoras más utilizadas en repoblaciones.

Potencia (CV)	Peso (kg)	Alcance de la pluma (m)	Profundidad máxima de excavación (m)	Capacidad de la cuchara (m^3)
54 a 168	7500 a 23960	7,4 a 9,6	4,70 a 7,32	0,32 a 1,38

En el ámbito forestal se usan, generalmente, las retroexcavadoras de chasis giratorio de 360º montadas sobre cadenas. La potencia es variable en función de la retroexcavadora, pero en terrenos forestales debe ser superior a 100 CV, aunque en algunas repoblaciones se han utilizado miniretroexcavadoras para moverse por las estrechas terrazas de repoblación (figura 14.9).

La retroaraña es una retroexcavadora andante (*walking excavator*) inventada en 1966 por Joseph Kaiser y Edwin Ernst Menzi. Está dotada de un chasis giratorio de 360º montado sobre un bastidor en el cual se articulan cuatro patas de giro libre e independiente entre sí. Las dos patas delanteras son telescópicas y terminan en dos garras de acero; están provistas de dos ruedas de igual o menor diámetro que las traseras, con o sin capacidad motriz, según modelos (tabla 14.7). Las dos patas traseras terminan en dos ruedas con capacidad motriz. La cabina es basculante mediante un sistema hidráulico. Está provista de una pluma y un brazo telescópico que suele terminar en un cazo o cuchara o en el apero que se le instale para hacer la labor (figura 14.10).

Tiene una capacidad de vadeo de 2 m y, en línea de máxima pendiente, puede trabajar hasta un 100% de pendiente, que se reduce hasta el 70% cuando trabaja por curvas de nivel. Las casas comerciales que fabrican los modelos más utilizados en España son Menzi-Muck, Kaiser o Shaeff.

Figura 14.9. Retroexcavadora Fiat-Hitachi modelo E275. Componentes más relevantes para el trabajo forestal: a) bastidor, b) cabina, c) pluma articulada, d) cilindro hidráulico de la pluma, e) brazo, f) cilindro hidráulico del brazo, g) cazo, cuchara o cucharón, h) cilindro hidráulico del cazo, i) tren de rodadura (cadenas u orugas) (foto: J Pemán).

Tabla 14.7. Características técnicas de las retroarañas más utilizadas en repoblaciones.

Potencia (CV)	Peso (kg)	Alcance (m)	Profundidad máxima de excavación (m)	Capacidad de la cuchara (m^3)
54 a 150	6500 a 13000	6,77 a 8,20	4,57 a 6,01	0,325 a 1,2

En el extremo del brazo de las retroexcavadoras y retroarañas pueden disponerse diferentes aperos para la apertura de los hoyos (figura 14.11):

- El cazo, cuchara o cucharón de dimensiones variables, que puede realizar hoyos de entre 400 y 1000 L de volumen. En el extremo inferior dispone de un número variable de dientes que, como elementos de desgaste, son intercambiables. Al arrastrarlos por la superficie del suelo, permiten eliminar las piedras y la vegetación antes de proceder a la apertura del hoyo. Si la pedregosidad en el perfil del suelo es elevada, puede utilizarse un cazo hueco o despedregador. Para hacer una correcta separación entre la tierra fina y las piedras, la textura no debe ser muy fina ni estar el suelo muy húmedo.
- Apero ahoyador de rejones de 60 cm de largo unidos por una pletina o pieza rectangular soldada en la parte superior de los mismos. Este implemento es útil para realizar la preparación en suelos más superficiales o de naturaleza más arcillosa para evitar así la compactación que puede producir el cazo.

Figura 14.10. Retroaraña Menzi Muck modelo A91. Componentes principales: a) bastidor, b) cabina giratoria 360º, c) pluma, d) brazo telescópico, e) apero ahoyador de rejones, f) garras de las patas delanteras, g) ruedas delanteras con o sin tracción, h) ruedas traseras motrices, i) articulaciones de las patas con el bastidor, j) Articulación de las garras con las patas delanteras, k) cilindro hidráulico de la pluma, l) cilindro hidráulico del brazo telescópico, m) cilindro para extensión del brazo y cilindro hidráulico del cazo, m) cilindro hidráulico patas delanteras, o y p) cilindros hidráulicos de las patas traseras (foto: J Pemán).

- Cabezal desbrozador. Este cabezal, diseñado por la empresa asturiana Valledor, consiste en una desbrozadora de cadenas y un apero de rejones como el comentado anteriormente, Gracias a este cabezal se puede realizar la labor de desbroce por roza y ahoyado de forma simultánea.

Método operativo. La máquina se desplaza según líneas de máxima pendiente, estacionándose en un punto desde el cual realiza los hoyos según la densidad, en el semicírculo que queda por encima o por debajo de ella, según el sentido de la marcha (figura 14.12). La labor del cazo en repoblaciones protectoras consiste en la remoción del suelo por el cazo que penetra por acción del hidráulico y, sin que se produzca extracción de la tierra, alza y deposita el terreno removido en el mismo lugar. Según interese, el cazo puede voltear o no la tierra, favoreciendo, si se precisa, la mezcla de los horizontes. El hoyo formado tiene una forma prismática de dimensiones variables entre 0,5 y 0,8 m de largo, 0,4 y 0,6 m de ancho y 0,4 y 0,6 m de profundidad. Los hoyos realizados con retroexcavadora necesitan un refinado posterior consistente en la cava superficial, la eliminación de materiales pedregosos de gran tamaño y una nivelación dando una ligera contrapendiente hacia la ladera con el fin de aumentar la capacidad de almacenamiento de agua.

Cazo.

Cazo hueco.

Cabezal desbroyador.

Ahoyador de rejones.

Figura 14.11. Aperos que pueden colocarse en el extremo del brazo de una retroexcavadora o de una retroaraña para la apertura de hoyos
(fotos: J Pemán).

Un caso especial del ahoyado con retroexcavadora, empleado habitualmente en el valle del río Duero, es la plantación a raíz profunda de chopos. La retroexcavadora con cazo de 90 cm (del orden de 1 m^3 de capacidad) profundiza hasta alcanzar la capa freática en una longitud de 1,8 a 4 m, sobre un punto previamente marcado. En este momento se introduce un plantón de 2 o 3 savias y de más de 4 m de longitud que es sostenido por un operario mientras se rellena el hoyo con la tierra extraída del siguiente. El rendimiento de esta operación es de 6 a 10 minutos por hoyo plantado. Estas choperas tienen un abastecimiento hídrico independiente de la precipitación.

En el caso de la retroaraña, la máquina se va desplazando por el terreno, normalmente por la línea de máxima pendiente, apoyando su cazo en el suelo y retrayéndolo o alargándolo, según baje o suba la ladera, respectivamente. Cuando se mueve según la línea de máxima pendiente, las patas terminadas en garras se colocan en la parte más baja de la ladera. Estacionada en un punto comienza a excavar, con retirada previa de piedras si es necesario, depositando la tierra en el propio hoyo. Excava los hoyos en el semicírculo superior o inferior, según baje o suba la ladera. Puede introducir el cazo tantas veces como se precise para conseguir las dimensiones del hoyo deseadas. La superficie media de los hoyos es de 0,8 m^2 aproximadamente, con una profundidad de 0,5 a 0,6 m.

Ahoyado con el cazo situado en el extremo del brazo telescópico de la retroaraña (foto: X Goñi).

Hoyo abierto con el apero de dos rejones unidos mediante una pletina (foto: X Goñi).

La retroaraña se desplaza generalmente por la línea de máxima pendiente situando las patas que terminan en garras en la parte inferior de la ladera y las patas que terminan en ruedas en la parte superior; el brazo lo utiliza como punto de apoyo (foto: X Goñi).

Retroaraña vadeando un afloramiento rocoso al ascender la ladera en Sant Llorenç Savall (B) (foto: X Goñi).

Retroaraña descendiendo la ladera y ahoyando en el semicírculo superior (foto: X Goñi).

Miniexcavadora Volvo de 1,6 m de anchura y 27 CV de cabina giratoria utilizada para el ahoyado sobre antiguas terrazas en el Parc Natural del Montnegre i del Corredor (B) (foto: J Pemán).

Figura 14.12. Ejemplos de ahoyados con retroaraña y retroexcavadora.

Rendimiento. Los rendimientos estimados por Tragsa (2011) para una retroexcavadora de 71 a 100 CV y pendientes inferiores al 30% son, para mil hoyos, de 20 horas en suelos sueltos o de tránsito y de 22 horas en suelos pedregosos. Para la retroaraña los rendimientos varían en función del tipo de suelo y la densidad (tabla 14.8). Sobre terreno incendiado, Arnó *et al.* (2000) registraron rendimientos con retroexcavadora de 64 hoyos a la hora.

Tabla 14.8. Rendimientos del ahoyado con retroaraña, para hoyos de 60 × 60 × 60 cm.

Tipo de suelo	Retroaraña de 71-100 CV (Grupo Tragsa 2011)		Retroaraña de 51-70 CV (Asociación Española de Ingeniería del Paisaje 2016)	
	Densidad (hoyos ha^{-1})	Rendimiento (h mil $hoyos^{-1}$)	Pendiente (%)	Rendimiento (h mil $hoyos^{-1}$)
Suelto y tránsito	> 1.200	13,5	35 – 55	23,9
	700 y 1.200	16,2		
	400 y 700	20,7	> 55	26,86
	< 400	27		
Pedregoso	> 1.200	15	35 – 55	26,86
	700 y 1.200	18		
	400 y 700	23	> 55	30,23
	< 400	30		

Ahoyado con *ripper*

Operación consistente en la apertura de dos hoyos simultáneos mediante la introducción en el suelo de dos rejones de un subsolador o *ripper*, acoplado a un tractor de cadenas, que se desplaza por la línea de máxima pendiente de la ladera en sentido descendente. Los dos rejones están separados dos metros entre sí y modificados para poder realizar la apertura de hoyos. Este método empezó a aplicarse en Navarra en los años ochenta, por lo que es conocido como ahoyado navarro, extendiéndose posteriormente, con bastante rapidez, al resto de España. Fue el primer método mecanizado que se diseñó como alternativa a las terrazas utilizando la misma máquina y los mismos aperos, a excepción de los rejones modificados. El término de *ripper* con el que se suele denominar a los subsoladores empleados en el ámbito forestal se debe a la adaptación del término utilizado en el movimiento de tierras para el escarificador, mucho más robusto que el utilizado en el ámbito agrícola. No obstante, *ripper* y subsolador deben ser considerados como sinónimos. En la actualidad este tipo de ahoyado ha caído en desuso, ya que ha sido sustituido por los ahoyados mecanizados con retroaraña.

Condiciones de aplicación y efectos. Se trata de un procedimiento puntual, sin inversión, mecanizado y de alta profundidad. A igualdad de coste que otros procedimientos mecanizados puntuales, da mayor densidad. El terreno no debe requerir un desbroce intenso, o debe haberse desbrozado previamente por roza. Los efectos sobre el conjunto del perfil no son equiparables a las mejoras que produce la preparación mediante subsolado por curvas de nivel.

Equipo y aperos. Tractor de cadenas de más de 150 CV dotado de un subsolador o *ripper*. Este apero consiste en un bastidor rígido, horizontal, de elevación hidráulica. Sobre el bastidor, también llamado barra portarrejones, se colocan dos rejones modificados separados 2 m entre sí. Los rejones están formados por dos componentes: el brazo o púa y la reja o bota (figura 14.13) (Cuevas *et al.* 1995):

- Brazo o púa: es una barra de acero biselada en su cara frontal con objeto de facilitar la penetración del apero en el suelo. Su longitud determina la profundidad de la labor. Pueden ser rectos o curvos. Para el ahoyado deben ser rectos.
- Bota o reja: es un elemento de desgaste que se acopla a la punta del brazo y cuya función principal es la de protegerlo. Su ángulo respecto de la barra debe elegirse en función de la capacidad de esponjamiento y la resistencia al avance.

La modificación del rejón consiste en la soldadura de dos piezas de forma y disposición variable (figura 14.13):

- Ala, orejeta o cuña: pieza soldada en la parte superior del brazo. Tiene por objeto empujar la tierra y el matorral para evitar su caída al hoyo. Se recomienda que esté separada 20 cm de la cuchara para evitar una compactación de las paredes del hoyo. Su longitud es de 60 cm y su anchura de 30 cm en el centro, pudiendo disminuir en los extremos (Tragsa 1990; Cuevas *et al.* 1995; Torre 1995).
- Cuchara: pieza de forma triangular soldada a la bota y/o a la parte inferior del brazo. Tiene por objeto efectuar la apertura del hoyo. Las dimensiones mínimas recomendadas son de 30 cm de altura y 40 cm de anchura.

Método operativo. Si el matorral es abundante y se prevé una fuerte competencia con la vegetación que va a ser implantada, es preciso efectuar un desbroce previo. Éste consiste en una roza al aire, bien con la cuchilla de la hoja *dozer* de la máquina en el caso de matorrales que se rompen bien, o con la adaptación de unos flecos para el caso de matorrales más flexibles. A continuación, la máquina empieza la apertura de los hoyos (figura 14.14). Para ello, desplazándose en sentido descendente de la ladera según la línea de máxima pendiente, clava los rejones en el suelo y se deja caer entre 0,5 y 0,6 m para abrir el hoyo. Este sistema origina un hoyo rectangular en la línea de máxima pendiente, con unas dimensiones medias de 30 a 60 cm de profundidad, 50 cm de longitud y un ancho variable según las dimensiones del ala, lo que supone un volumen de entre 90 y 150 litros. La introducción de los rejones para la apertura del hoyo puede efectuarse en una o varias veces (o golpes), dependiendo del grado de compactación del suelo. El procedimiento correcto para la ejecución del trabajo consta, por lo tanto, de los siguientes pasos:

- El tractor situado en la parte alta de la ladera y parado introduce los rejones en el suelo desplazándose de 0,5 a 0,6 m por la línea de máxima pendiente.

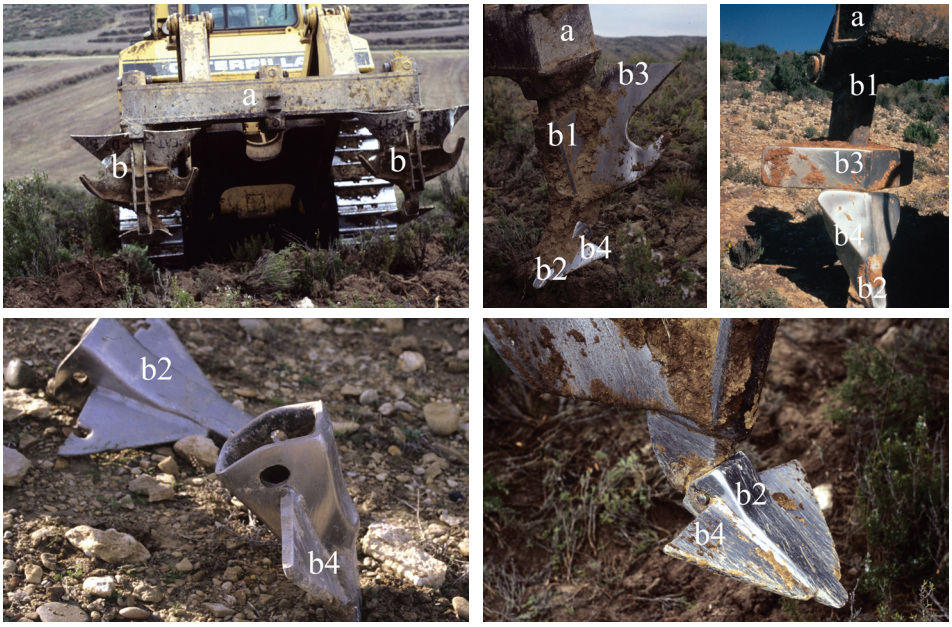


Figura 14.13. *Ripper* para la realización del ahoyado siguiendo la línea de máxima pendiente. Componentes principales: a) bastidor recto y rígido, b) rejón. Partes del rejón: b1) brazo o púa, b2) bota o reja, b3) ala u orejeta, b4) cuchara
(fotos: J Pemán).

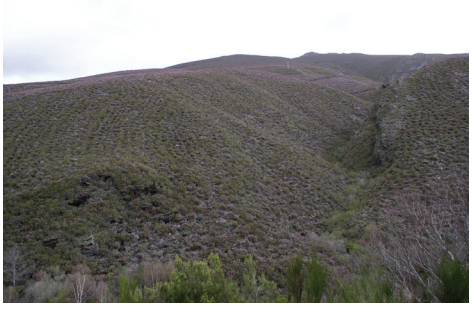
- El tractor se detiene y levanta los rejones. Se desplaza, con los rejones levantados hasta los hoyos siguientes, según la distancia prefijada por la densidad establecida.
- Una vez terminada la labor, el tractor sube la ladera por un camino previamente marcado y así evita la posible degradación de la misma por el movimiento constante sobre ella. Cuando la pendiente es elevada, el tractor sube marcha atrás por lo que es posible efectuar un mayor impacto sobre el suelo (figura 14.15). El primer y segundo paso se repiten hasta ahoyar completamente la ladera. Torre (1995) describe otras variantes de la labor.

Es un procedimiento en el que hay que extremar la vigilancia en su ejecución, por la tendencia de los maquinistas a no detenerse durante la realización de los pasos descritos. Cuando esto ocurre, es frecuente que se generen regueros (figura 14.16). Para evitarlos, se recomienda la distribución al tresbolillo, con lo que los hoyos de una pasada deben situarse a la mitad de la distancia entre los hoyos de la pasada anterior. De esta manera se consigue una disposición al tresbolillo por parejas.

Una vez preparado el hoyo es preciso efectuar un acondicionamiento del mismo mediante azada, siendo, en la mayor parte de los casos, una operación simultánea a la plantación. Esta operación consiste en eliminar las piedras de dentro del hoyo y terminar de acondicionar y perfilar el mismo con una ligera contrapendiente que favorezca la retención del agua.

Figura 14.14. Secuencia de imágenes que ilustran la ejecución de un ahoyado con *ripper* (fotos: J Pemán, excepto foto inferior derecha de R Serrada).

Repoblación de *Pinus nigra* en Medinaceli (SO) mediante el ahoyado con *ripper* (foto: J Pemán).



Ahoyado mecanizado con *ripper* trabajando en máxima pendiente en El Bierzo (LE) (foto: R Serrada).

Figura 14.15. Ejemplos de ahoyado con *ripper*.

Formación de reguero en el hoyo del ahoyado con *ripper.*

Reguero formado como consecuencia del ahoyado con *ripper*.

Ladera con fuertes procesos de erosión desencadenados por el ahoyado con *ripper.*

Figura 14.16. Procesos de degradación en la ladera como consecuencia de una mala ejecución del ahoyado con *ripper* (fotos: J Pemán).

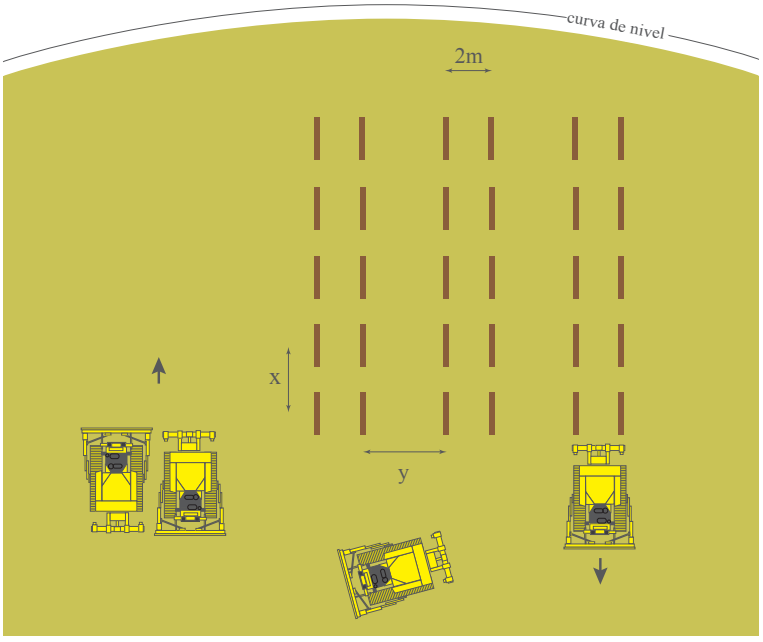


Figura 14.17. Esquema del ahoyado con *ripper*. El tractor puede subir la ladera marcha adelante, en los casos de menor pendiente, o marcha atrás, en los de mayor.

La densidad en el ahoyado con *ripper*, en el caso de marcos reales o cuadrangulares, está determinada por la separación entre dos hoyos consecutivos en la línea de máxima pendiente (x) y la separación entre las hileras de hoyos simultáneos (y) (figura 14.17), mediante la siguiente expresión: $d = (100 / x) \times 2 (100 / (y + 2))$.

En el momento del replanteo del marco de plantación sobre el terreno, según sea la pendiente media del mismo (ß), es necesario corregir la separación entre hoyos en la línea de máxima pendiente (x) mediante la expresión $x / \cos\beta$ (tabla 14.9).

Tabla 14.9. Distancia en el monte según la distancia en el plano y la pendiente media del terreno.

Pendiente del terreno		Distancia en el plano (m)						
%	grados	2	3	4	5	6	7	8
17	10	2,03	3,05	4,06	5,08	6,09	7,11	8,12
27	15	2,07	3,11	4,14	5,18	6,21	7,25	8,28
36	20	2,13	3,19	4,26	5,32	6,39	7,45	8,51
46	25	2,21	3,31	4,41	5,52	6,62	7,72	8,83
57	30	2,31	3,46	4,62	5,77	6,93	8,08	9,24
70	35	2,44	3,66	4,88	6,10	7,33	8,55	9,77

Rendimiento. Para unos 2000 hoyos ha^{-1}, de 7 a 15 h ha^{-1}, según pendiente y proceso operativo (Torre 1995). El Grupo Tragsa (2011) estima un rendimiento de 4,8 h mil $hoyos^{-1}$. Sobre terreno incendiado, Arnó *et al.* (2000) registraron rendimientos de 150 hoyos h^{-1}.

Ahoyado mecanizado con ahoyadora

Operación consistente en la apertura de hoyos cilíndricos de entre 25 y 50 cm de diámetro y de 70 a 120 cm de profundidad mediante ahoyadoras acopladas a la toma de fuerza de un tractor. Aunque se ha intentado generalizar este procedimiento a terrenos de vocación forestal, existen en la actualidad otros equipos que hacen una labor de mayor calidad en las mismas condiciones, como las retroexcavadoras. Por esta razón, se recomienda utilizar esta preparación en terrenos agrícolas donde exista facilidad de utilizar este apero. También puede emplearse en repoblaciones de ribera en trabajos de enriquecimiento y aumento de la densidad cuando los terrenos tienen una buena profundidad y es necesario respetar parte o toda la vegetación presente.

Condiciones de aplicación y efectos. Es un procedimiento puntual, sin inversión de horizontes, mecanizado y de profundidad de media a alta. Sus efectos hidrológicos y paisajísticos son inapreciables. Como el tractor circula en línea de máxima pendiente, la limitación por pendiente no es muy estricta y se puede operar hasta un 60%. Las limitaciones edáficas son mayores, pues sólo es efectivo en suelos profundos, poco pedregosos y poco arcillosos para evitar compactación en las paredes del hoyo, siendo esta restricción menos importante empleando barrenas romboidales y de cuchillas. El terreno debe carecer de matorral o haber sido previamente desbrozado. Se ha aplicado la barrena helicoidal sobre tractor en la repoblación de frondosas que utilizan plantones

de más de un metro de longitud, como son las plantaciones de choperas a profundidad normal, y en terrenos muy favorables, como las tierras agrícolas abandonadas. También se empleaba en repoblaciones ornamentales.

Equipo y aperos. Se han utilizado tractores agrícolas o forestales de más de 90 CV de potencia con toma de fuerza posterior con enganche de tres puntos, elevador hidráulico y movimiento en dos sentidos al que se le acopla la ahoyadora en su toma de fuerza (figura 14.18). Permite abrir hoyos extrayendo la tierra y depositándola, por centrifugación, en los alrededores del hoyo. Las barrenas, según modelos, pueden tener dimensiones muy diferentes (tabla 14.10). Con carácter experimental se diseñó una ahoyadora de cuchillas en lugar de barrena, para poder trabajar en suelos de elevada pedregosidad superficial.

Tabla 14.10. Modelos de barrenas para ahoyadoras.

Diámetro (cm)	Profundidad máxima (cm)	Peso (kg)
25	70 - 130	206 - 225
35	70 - 130	214 - 245
50	70 - 130	220 - 255

Descripción del proceso. El tractor se desplaza según las curvas de nivel o, menos frecuentemente, por la línea de máxima pendiente y, una vez posicionado, baja la ahoyadora por acción del hidráulico penetrando en el terreno. En este caso, la pedregosidad, aunque siempre limitante, es menos determinante por la mayor potencia del motor y la capacidad del tractor de actuar con punto fijo para la tracción. Al quedar el hoyo abierto con la tierra distribuida en el perímetro, se facilitan las labores de plantación, si bien, en general, será necesario efectuar un llenado parcial previo para alcanzar una profundidad adecuada al tamaño de la planta. Como en otros procedimientos de preparación, es necesario un refinado final del hoyo una vez realizada la plantación.

Rendimiento. Los factores que más influyen en el mismo para las diferentes tarifas de trabajos forestales publicadas son el tipo de suelo y la densidad (tabla 14.11).

Tabla 14.11. Rendimientos en horas de la realización de 1000 hoyos mediante ahoyado mecanizado con barrena.

(Grupo Tragsa 2011)		(Asociacion Española de Ingeniería del Paisaje 2016)	
Densidad (hoyos ha^{-1})	Rendimiento (h mil $hoyos^{-1}$)	Tipo de suelo	Rendimiento (h mil $hoyos^{-1}$)
> 700	24	Vega	16,64
		Suelto	23,04
< 700	26,4	Compacto	35,85

Ahoyadora mecanizada. Componentes principales: a) enganche, b) junta cardan del eje de toma de fuerza, c) bastidor, d) caja de engranajes, e) broca de barrena helicoidal, nótese el paso variable de las espiras, e1) cuchillas de corte en la parte inferior de la barrena (foto: www.cabedovila.es).

Barrena con cuchillas que no compacta para plantaciones o siembras. Preparación del suelo para enriquecimiento con encinas bajo repoblaciones protectoras en Palencia (fotos: J Reque).

Figura 14.18. Ahoyadora mecanizada.

3.1.2 Banquetas

Banquetas con microcuenca

Consiste en la remoción del suelo, sin extracción de la tierra, en un volumen de forma prismática mediante la acción de la cuchara de una retroexcavadora. El prisma removido es posteriormente refinado en su plataforma y se ejecutan, con azada, los regueros para conformar una banqueta con microcuenca. Por tanto, en esta técnica deben distinguirse dos elementos: i) la microcuenca o zona de impluvio y ii) la banqueta o zona de recepción de la escorrentía, que es donde se coloca la planta. En algunos diseños se pueden habilitar unos vertederos laterales en la banqueta para desaguar el flujo excedente (de Simón *et al.* 2004). El origen de esta técnica, en cuanto a su utilización en el ámbito agrario, se remonta a la Edad Antigua, ya que fue utilizada por el pueblo nabateo. Hoy en día se utiliza en muchas regiones áridas de Jordania, Kenia, Méjico, Arizona o Israel (Weber y Stoney 1986). En España, una variante en el ámbito agrícola son los cultivos de la vid en la isla de Lanzarote, en donde se realiza la apertura de un hoyo de unos 3 m de diámetro por 2-2,5 m de profundidad, acompañado por una estructura de piedra que actúa de cortavientos y que protege a la planta. En repoblaciones forestales está técnica comenzó a utilizarse en 1984 en la provincia de Almería (de Simón *et al.* 2004).

Condiciones de aplicación y efectos. Se trata de un procedimiento de preparación del suelo puntual, sin inversión de horizontes, mecanizado en su mayor parte y de profundidad alta. El efecto hidrológico, si se forman microcuencas, es favorable a la reducción de escorrentía. El efecto paisajístico es apreciable pero no muy desfavorable. La mejora de las condiciones del perfil es notable por el alto volumen removido. La limitación en pendiente es poco estricta, pues las máquinas convencionales pueden circular en línea de máxima pendiente, siempre que no se presenten afloramientos rocosos, hasta un 65%. Este procedimiento se está aplicando en repoblaciones protectoras en fuertes pendientes y zonas de alta torrencialidad, aunque no es despreciable utilizarlo para repoblaciones productoras también en fuertes pendientes y con alta competencia de matorral. En ensayos experimentales con esta técnica se ha podido registrar que el aumento de la disponibilidad de agua que produce para la planta oscila entre 46 y 195% respecto del terreno no preparado (de Simón *et al.* 2004, 2006).

Equipos y aperos. El único equipo necesario es una retroexcavadora convencional, preferiblemente de cadenas, con cazo de 40 a 50 cm, de buena estabilidad y de más de 100 CV. Como variante cabe instalar, en vez de la cuchara convencional, otra formada por pletinas y no por una chapa, que puede realizar el despedregado de piedras de diámetro superior a la separación de las pletinas. En el caso de fuerte pendiente o pedregosidad puede emplearse una retroaraña.

Método operativo. Con o sin un marcado previo de banquetas, la máquina avanza en línea de máxima pendiente y hacia arriba, estacionándose de forma que desde un mismo punto puede realizar las banquetas correspondientes a tres líneas. En cada banqueta clava el cazo, gira, levanta y suelta la tierra en el mismo sitio, repitiendo la operación hasta alcanzar las dimensiones del prisma proyectado, que debe oscilar entre 0,6 y 1,2 m de longitud, 0,4 y 0,6 m de anchura y más de 0,6 m de profundidad. Con esta operación concluye la preparación del suelo propiamente dicha en su aspecto mecanizado. Se complementa manualmente, con azada, elaborando una plataforma horizontal o con contrapendiente y de unos canales laterales en ángulo de 45º que parten de los vértices superiores y que tienen la misión de recoger el agua de escorrentía (de Simón 1990).

La elección de esta técnica implica establecer una proporcionalidad entre el área de impluvio y el área de recepción, en el sentido de que la escorrentía generada en la primera sea retenida por la segunda, garantizando, según definen Mongil y Martínez de Azagra (2006), el endorreísmo en la ladera preparada (figura 14.19).

La construcción de banquetas con microcuenca implica, por razón de sus dimensiones y de su coste, que la densidad total de estas estructuras resulte del orden de 1111 banquetas ha^{-1}. La separación de las líneas en curva de nivel debe ser de unos 3 m, igual que la separación entre ejes de banquetas dentro de una misma línea, colocando las banquetas de la línea consecutiva desfasadas, formando triángulos isósceles.

Rendimiento. Varía con la pendiente, el espaciamiento de las banquetas, su tamaño y la potencia de la máquina. Se han estimado valores de entre 30 y 55 banquetas h^{-1} para la retroexcavadora convencional (García-Latorre 1998) y de 50 a 70 banquetas h^{-1} con retroaraña.

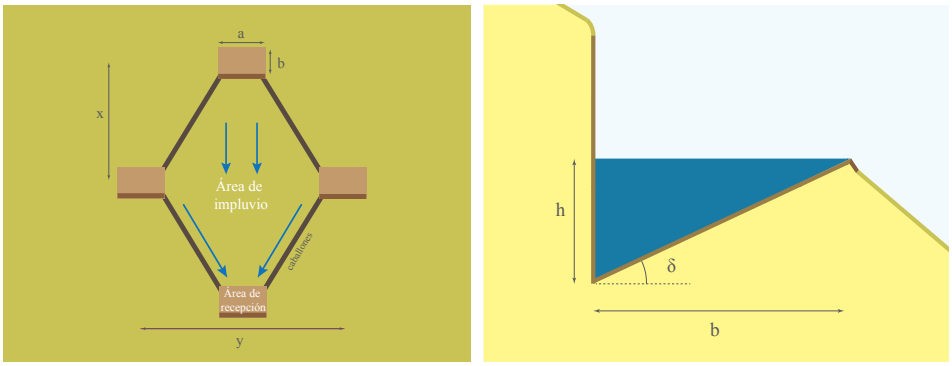


Figura 14.19. Esquema de la sistematización de una ladera con una distribución de banquetas al tresbolillo (izquierda) y sección y geometría de una banqueta (derecha).

Banquetas con pico o martillo mecánico

Operación manual consistente en la apertura de una banqueta mediante la utilización de un pico o martillo mecánico. Es un procedimiento que ha quedado en desuso por el empleo de los ahoyados mecanizados con retroaraña, con menores costes y mayor eficacia, además de un desbroce asociado que el pico mecánico no puede realizar.

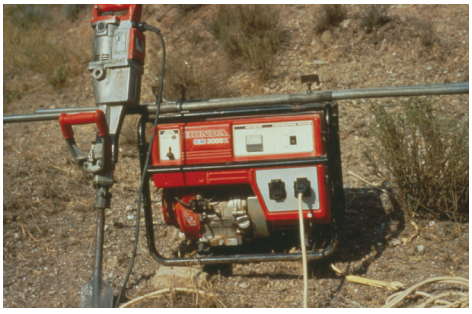
Condiciones de aplicación y efectos. Es un procedimiento de preparación del suelo puntual, sin inversión de horizontes, mecanizado en las tareas más penosas y manual por su accesibilidad, y de profundidad media o alta. El efecto hidrológico es favorable para reducir la escorrentía. El efecto sobre el paisaje es poco apreciable. Respecto del desarrollo de las plantas, mejora sensiblemente los efectos del ahoyado manual, pues el volumen removido es superior. No tiene limitaciones importantes ni por la pendiente, ni por las condiciones edáficas. Se aplicó, hasta la aparición de las retroarañas, en repoblaciones protectoras con fuertes pendientes y bajo clima muy torrencial.

Herramientas y equipo. Azadas. Picos o martillos mecánicos percutores provistos de picas de boca plana de 10 cm de ancho y vástago de longitud suficiente, en función de la profundidad deseada, accionados por un motor eléctrico conectado a un generador mediante conductor eléctrico. La potencia de los martillos mecánicos oscila entre 1100 y 2000 w, y su peso, según modelos y longitud del vástago, entre 5 y 30 kg. Su carácter percutor le permite dar entre 800 y 3000 golpes por minuto, según el modelo. El generador eléctrico puede ser un modelo portátil transportado por dos operarios, teniendo en este caso capacidad para dos o tres picos. Más operativo es instalar un generador de mayor potencia enganchado a la toma de fuerza de un tractor de cadenas ligero que abastece a 6 u 8 picos y es transportado por el propio tractor. Son varios los fabricantes de martillos mecánicos eléctricos, entre otros cabe citar a Hitachi, Makita, Hilti y Wacker Neuson.

Método operativo. Se elige el punto de actuación; si el matorral es muy denso, se requiere la elaboración de un desbroce previo, siendo aconsejable el tratamiento de casilla, y si no es denso, la acción del pico mecánico procede a un desbroce por arranque en la zona de la banqueta. El operario clava el pico en el terreno hasta la profundidad deseada y

realiza movimientos de oscilación que ayudan al mullido de la tierra (figura 14.20). Repite la operación hasta que se alcanzan las dimensiones superficiales proyectadas. A continuación otro operario con azada forma la microcuenca. Se controla la profundidad con señales pintadas sobre el vástago del pico mecánico.

Rendimientos. Varían según la densidad y la pendiente (Grupo Tragsa 2011). Para densidades inferiores a 700 banquetas ha^{-1}, los rendimientos han oscilado entre 0,053 y 0,065 h m^{-2}.



Equipo para accionar el pico mecánico y pico mecánico. También se usan generadores accionados por toma de fuerza del tractor (foto V Gómez Mampaso).

Trabajando con pico mecánico y ejecución de microcuenca con azada (foto R Serrada).

Resultado de preparación del suelo con banquetas con microcuenca realizadas con pico mecánico (foto R Serrada).

Figura 14.20 Banquetas con pico o martillo mecánico.

3.2. Preparaciones lineales

Consisten en operaciones que se realizan siguiendo las curvas de nivel o, excepcionalmente, según la línea de máxima pendiente, con unos efectos hidrológicos, en general, más beneficiosos que los del grupo anterior (Bocio *et al.* 2004; Barberá *et al.* 2005). Se realizan en fajas o franjas, respetando una entrefaja con la vegetación natural del medio, de anchura variable según la densidad de plantación y, como mínimo, igual a la altura de dicha vegetación. Por lo general, tienen un efecto más patente sobre el paisaje. Los procedimientos lineales pueden ser de tres tipos:

- subsolados: procedimientos de preparación consistentes en una labor profunda del suelo, de 60 a 100 cm, sin inversión de horizontes. Para ello se utiliza como apero un subsolador o *ripper* con un número variable de rejones, de 1 a 3, según el tipo de máquina que lo porta. El método que se describe en este libro es el subsolado lineal con *bulldozer*.

  Desde hace más de diez años ha dejado de estar operativo un tractor todo terreno de alta estabilidad (TTAE) que permitía la ejecución de la operación de subsolado por curvas de nivel con un único subsolador en pendientes de hasta un 55% (Pemán y Navarro-Cerrillo 1998; Serrada 2000). Es de gran interés la recuperación de este equipo.
- acaballonados: procedimientos que realizan caballones. El caballón es un lomo de tierra formado por el volteo del material de los horizontes superficiales del suelo. Su altura es variable según el apero con el que se realiza. Suele llevar asociadas las labores de subsolado al pie del caballón. Estos caballones retienen la escorrentía superficial, favoreciéndose la infiltración gracias a las labores de subsolado. Entre las técnicas que hoy en día se pueden ejecutar cabe distinguir las siguientes: el acaballonado superficial y el acaballonado con desfonde. Han dejado de tener aplicación el acaballonado con el equipo Tramet y el acaballonado con el equipo asurcador Foresta (Abascal 1997; Pemán y Navarro-Cerrillo 1998; Serrada 2000). Tampoco se describe, por su reducida aplicación, la técnica conocida como cuencas de contorno discontinuo (Martínez-Artero *et al.* 1997).
- aterrazado: procedimiento consiste en la realización de terrazas o plataformas horizontales con o sin contrapendiente que, siguiendo las curvas de nivel, pretenden aumentar la absorción o infiltración del agua de escorrentía. Es el método que presenta los mayores efectos hidrológicos, pero también el que más efecto paisajístico genera.

3.2.1. Subsolado lineal

Preparación mecanizada y lineal del terreno, generalmente por curvas de nivel, consistente en la rotura del perfil del suelo con una profundidad entre 60 y 100 cm, sin alterar el orden de los horizontes, mediante un apero denominado subsolador o *ripper* (Díaz de Paz *et al.* 1977).

Condiciones de aplicación y efectos. Se trata de una preparación lineal, sin inversión de horizontes, mecanizada y de profundidad alta. Su efecto hidrológico es bastante notable (Mongil y Bengoa 1997). El efecto paisajístico del subsolado en sí es inapreciable, aunque el desbroce lineal que le suele acompañar es más patente. Actúa muy favorablemente sobre el perfil al no invertir los horizontes y mejorar sensiblemente la profundidad, la capacidad de retención de agua y la velocidad de infiltración en los surcos. El desarrollo de las plantas sobre el surco subsolado es más rápido que en los ahoyados, permitiendo, además, que su sistema radical profundice y garantice una mayor estabilidad a los árboles (Ruiz *et al.* 2001; González-Barberá *et al.* 2004; Palacios *et al.* 2009). El procedimiento no tiene limitaciones de tipo edáfico, salvo los afloramientos rocosos frecuentes. Se aplica en todo tipo de repoblaciones, tanto protectoras como productoras, y es especialmente aconsejable en los suelos evolucionados y en los calizos.

Equipo y aperos. Tractor de cadenas de más de 150 CV con bastidor recto y rígido de elevación hidráulica sobre el que se pueden instalar 1, 2 ó 3 rejones, que estarán separados 2 m cuando son dos y 1 m cuando son tres. Cuando existe un horizonte petrocálcico debe utilizarse un sólo rejón. La potencia del tractor debe ser de 150 CV cuando trabaja con dos rejones y de 170 CV cuando trabaja con tres. Hay un modelo de subsolador de bastidor nivelable o basculante, fabricado por la empresa Foresta, que permite mantener el rejón vertical en cualquier condición de pendiente. Esta capacidad de nivelación se consigue por la capacidad de pivotar sobre un eje central regulado por dos cilindros hidráulicos que lo sitúan en la inclinación requerida por la pendiente. Otra característica de este subsolador es que su ancho es ajustable entre 1,80 y 3 m (Abascal 1997).

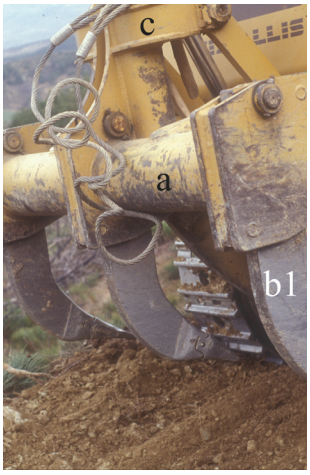
Sobre las características del brazo y la bota para la realización de esta labor se pueden hacer las siguientes consideraciones (figura 14.21):

- Brazo o púa: su longitud útil, medida desde el bastidor hasta el plano inferior de la bota, determina la profundidad de la labor. Puede ser recto o curvo. Elegir entre una u otra forma depende de la dureza y compacidad del terreno, de manera que a mayor resistencia, el ángulo del brazo con respecto al terreno debe ser menor y, por tanto, será curvo. Los brazos rectos ofrecen una buena penetración y no producen la elevación del suelo por esponjamiento, aspecto frecuente en el caso de los brazos curvos que sacan terrones hacia la superficie (Márquez 2000). Un modelo singular de rejón es el del subsolador topo, utilizado para el drenado del perfil del suelo en texturas arcillosas. En este subsolador, el rejón está dotado en la parte trasera e inferior del brazo de una bola u obús, de 7 a 11 cm de diámetro, que permite la formación de un canal en la parte inferior del surco. Es habitual en las operaciones de subsolado el empleo de rejones con las modificaciones descritas en el ahoyado con *ripper*. De estas modificaciones no sería necesaria la cuchara de la bota por no requerirse la apertura de ningún hoyo ya que, sólo es necesario realizar unos caballones a ambos lados del surco. No obstante, es más recomendable el empleo de una modificación consistente en una especie de cuña soldada en la parte superior del brazo en la línea que describen Díaz de Paz *et al.* (1977). La modificación del rejón en la operación del subsolado no sería necesaria en los procedimientos como el acaballonado superficial o el aterrazado con contrapendiente al favorecer ya estas técnicas la retención del flujo de escorrentía.
- Reja o bota: como ya se indicó en el ahoyado mecanizado con *ripper*, es un elemento de desgaste que se acopla al extremo del brazo y cuya función principal es la de proteger al mismo. El ángulo de la bota respecto de la barra debe elegirse en función de la capacidad de esponjamiento y la resistencia al avance. Un ángulo excesivo supone una resistencia demasiado alta y un ángulo muy pequeño no permite un esponjamiento suficiente del terreno. Suele tomarse como valor medio los 35°.

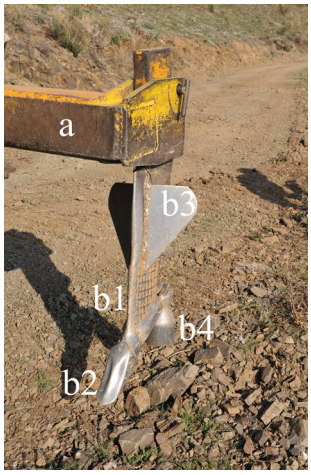
Método operativo. Sobre un terreno previamente desbrozado o no, el tractor circula en curva de nivel, más o menos inclinado según lo sea la ladera, dando uno, dos o tres surcos de subsolador (figura 14.22). Con barra portaherramientas convencional los surcos son

perpendiculares a la superficie del suelo. Con el subsolador basculante Foresta, los surcos son verticales en cualquier pendiente. Trabaja en los dos sentidos de la marcha.

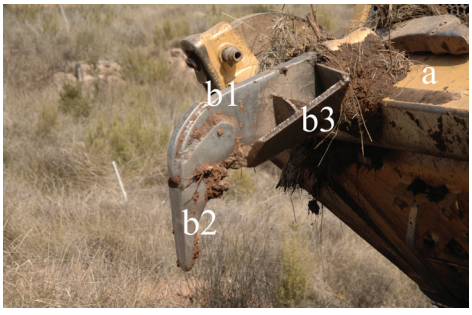
Es muy importante conseguir la correcta nivelación de todos los surcos de subsolado y no interrumpir los cauces naturales de drenaje de las laderas (figura 14.23). Cuando con el mismo tractor dotado de pala frontal se realiza una roza al aire como desbroce, en la primera pasada sobre una faja efectúa el desbroce y vuelve sobre la misma subsolando. Se deben ejecutar, preferiblemente, en tiempo seco, por efectuar un mejor mullido del suelo en estas condiciones. Si la plantación va a ejecutarse en otoño, el subsolado debe realizarse en el verano.



Ripper con tres rejones sin modificar.



Subsolador topo.



Ripper con un rejón con cuña en la parte superior del brazo.

Ripper basculante.

Figura 14.21. Diferentes modelos de *ripper* o subsolador. Componentes principales: a) bastidor; b) rejón, b1) brazo, b2) reja o bota, b3) cuña (ala u orejeta) soldada a la parte superior del brazo, b4) pieza con forma de obús para la formación de un canal de drenaje en la parte inferior del surco; c) enganche; d) cilindros hidráulicos que permiten bascular el bastidor (fotos: J Pemán).

Subsolado lineal simple.

Subsolado lineal doble.

Subsolado sin modificación en los rejones.

Subsolados con rejones modificados.

Figura 14.22. Diferentes tipos de subsolado según el apero utilizado (fotos: J Pemán).

En suelos con pedregosidad interna de gran tamaño es preferible reducir el número de rejones, ya que se pueden enganchar bloques de piedra de gran tamaño que son arrastrados a superficie.

El subsolado lineal se ha aplicado en algunos casos especiales por línea de máxima pendiente, para superar las limitaciones que ésta impone a la labor. Normalmente se trataba de lugares donde, debido a la gran capacidad de infiltración del suelo, el riesgo de erosión hídrica era muy bajo. No obstante, aún en estos casos, hoy se desaconseja su realización.

Rendimiento. Varía según la pendiente, el tipo de suelo y la profundidad (tabla 14.12). Serrada (2000) indica que para ejecutar 5000 m ha^{-1} de subsolado con dos rejones se emplean del orden de 4 h ha^{-1}. Sobre terreno incendiado, Arnó *et al.* (2000) registraron rendimientos de 0,769 km h^{-1} en el subsolado doble con tractor de 160 CV, mientras

que en el subsolado simple con una separación entre surcos de 3, 4, 5 y 7 m estimaron rendimientos de 1,091; 0,87; 0,779; y de 0,536 km h^{-1}, respectivamente.

Tabla 14.12. Rendimientos en la preparación del suelo en caso de subsolado simple.

Profundidad (cm)	Tipo de suelo	Pendiente (%)	Rendimiento (h km^{-1}) (Grupo Tragsa 2011)		Rendimiento (h km^{-1}) (Asociacion Española de Ingeniería del Paisaje 2016)		
			Potencia del tractor de cadenas (CV)	1 rejón	Potencia del tractor de cadenas (CV)	1 rejón	2 rejones
< 50	suelto	< 20			100-130	1,008	1,008
		20 - 30				1,512	1,512
	tránsito	< 20				1,316	1,316
		20 - 30				1,974	1,974
	pedregoso	< 20				1,512	1,512
		20 - 30				2,268	2,268
> 50	suelto	< 20	171-190	0,8	150-170	1,008	1,008
		20 - 30		1		1,512	1,512
	tránsito	< 20		0,9		1,316	1,316
		20 - 30		1,2		1,974	1,974
	pedregoso	< 20		1,1		1,512	1,512
		20 - 30		1,4		2,268	2,268
> 60	suelto	< 20	190-240	0,9			
		20 - 30		1,1			
	tránsito	< 20		1			
		20 - 30		1,3			
	pedregoso	< 20		1,4			
		20 - 30		1,8			

Subsolado por curvas de nivel sobre una superficie que no ha precisado desbroce previo (foto: X Goñi).

Subsolado lineal en curva de nivel, sin desbroce, sobre cultivos agrícolas abandonados. Importante efecto hidrológico y escaso efecto visual (foto: R Serrada).

Subsolado lineal sobre rastrojo de cereal en un campo de cultivo abandonado en La Mierla (GU); vista de la repoblación a los 2 y a los 14 años (fotos: R Serrada).

Figura 14.23. Ejemplos de subsolado lineal.

3.2.2. Acaballonado

Acaballonado superficial

Preparación mecanizada por fajas, siguiendo las curvas de nivel, consistente en la formación de caballones o lomos de tierra consecuencia de la operación de decapado, con un subsolado posterior (figura 14.24). Es la combinación, por tanto, en una misma faja de un decapado y un subsolado. Este procedimiento también se denomina terraza volcada (Rojo 1977).

Condiciones de aplicación y efectos. Se trata de un procedimiento de preparación del suelo lineal, con inversión de horizontes muy limitada al espesor de 5 cm afectado por el decapado, mecanizada y de profundidad alta. Su buen efecto hidrológico se debe al

subsolado y a la formación de caballones que superan con creces el efecto negativo producido por el decapado. El efecto paisajístico es notable por la alternancia de fajas paralelas de diferente color producidas por el decapado. La mejora del perfil para la instalación de las nuevas plantas es similar a la que produce el subsolado. El decapado libera a la nueva masa de competencia del matorral durante bastante tiempo.

Con tractor convencional su aplicación está limitada a pendientes hasta del 35%. Se excluye su uso en perfiles de escasa profundidad, del orden de 30 cm. No hay limitación en suelos de profundidad superior a 60 cm y es más recomendable en suelos silíceos degradados.

Es un procedimiento con desbroce simultáneo por arranque muy efectivo, que lo hace adecuado para repoblaciones productoras y para aquellas que tengan alto riesgo de incendio forestal por la profusión del matorral.

Acaballonado superficial con desbroce selectivo en Puebla de Valles (GU); vista de la repoblación a los 5 y 9 años (fotos: R Serrada).

Acaballonado superficial con desbroce por decapado, lineal, selectivo y simultáneo a la preparación del suelo (foto: J Otero).

Figura 14.24. Ejemplos de acaballonado superficial.

Equipos y aperos. Tractor de cadenas de más de 160 CV de potencia dotado de hoja *dozer* frontal con movimientos *angle* y *tilt* y *ripper* trasero con elevación hidráulica provisto de dos rejones separados 2 m. Los rejones no precisan estar modificados.

Método operativo. En una primera pasada por curva de nivel, la pala en *angledozer* produce un decapado que forma un caballón de restos vegetales y de tierra en la parte inferior de la faja, cuya anchura total es de 2,5 a 3 m con tractor convencional, y cuya profundidad es de 5 a 10 cm. En la segunda pasada, en sentido contrario, con la pala levantada realiza la operación de subsolado.

Se dejan entrefajas sin alterar de anchura variable según la densidad de plantación que se desee y la altura del matorral. Para conseguir un desbroce parcial, la anchura de la entrefaja debe ser igual o superior a la altura del matorral. Es muy importante conseguir la correcta nivelación de las fajas y surcos y no invadir los cauces de drenaje natural de la ladera.

En general no requiere marcado total de la labor y basta nivelar la primera faja, aunque debe controlarse el sentido paralelo de las mismas, adaptándolas adecuadamente a la red de drenaje. En zonas muy erosionadas, el acaballonado superficial supone un reordenamiento del drenaje, y eso requiere un buen cálculo de la preparación y una buena adaptación a las condiciones naturales de la zona, formando caballones de forma y altura adecuadas y asegurando la evacuación de excesos de agua que puedan debilitar o destruir las estructuras hidrológicas introducidas por la preparación.

Es un procedimiento de preparación que, aunque ha sido criticado por su intensidad de labor, permite un excelente control de procesos erosivos cuando se realiza de forma cuidadosa, y asegura, por la intensidad de la labor, un buen suministro hídrico a la planta y una excelente supervivencia.

Rendimiento. Los factores que más influyen son la pendiente y el tipo de suelo (tabla 14.13). También se propone para ejecuciones con 5000 m ha^{-1} de subsolado, con separación entre ejes de faja de 4 m y entrefajas de 1 m, rendimientos entre 4 y 6 h ha^{-1} (Serrada 2000) .

Tabla 14.13. Rendimientos del acaballonado superficial.

(Grupo Tragsa 2011)		(Asociación Española de Ingeniería del Paisaje 2016)	
Densidad (hoyos ha^{-1})	**Rendimiento (h mil $hoyos^{-1}$)**	**Tipo de suelo**	**Rendimiento (h mil $hoyos^{-1}$)**
< 20	1,4	Suelto	1,25
		Compacto	1,6
> 20	1,8	Pedregoso	1,85

Acaballonado con desfonde

Consiste en la formación de lomos de tierra o caballones, según curvas de nivel, de diferente anchura y altura en función del tamaño del apero, a base de hacer pasar arados de vertedera, lo que a su vez deja un surco o canal en la zona aguas arriba del caballón que se ha formado con la tierra extraída del surco.

El antecedente de este procedimiento es el realizado mediante tiro de sangre con un arado Brabant en la década de los 50 del siglo pasado (Soriano 1956).

Condiciones de aplicación y efectos. Es un procedimiento de preparación del suelo lineal, con inversión de horizontes en la faja donde se aplica, con una labor de 60 a 90 cm de ancho, mecanizado y de profundidad alta. Su efecto hidrológico es bastante positivo si los surcos están bien nivelados, pues, aunque no se hace subsolado, la escorrentía se almacena sobre ellos permitiendo un mayor tiempo de infiltración para absorber el aguacero.

El efecto sobre el paisaje es apreciable, pero menor que en el caso de las fajas decapadas. El efecto sobre la plantación es bastante favorable, tanto si se hace simultáneamente como si se hace después; en este último caso, puede ejecutarse sobre el caballón o en el fondo del surco.

Su aplicación está limitada a pendientes de hasta un 30%. La alta pedregosidad del perfil es un grave inconveniente, así como los afloramientos rocosos. Es más apropiado para suelos silíceos, homogéneos, poco evolucionados y erosionables.

Equipo y aperos. Tractor de cadenas de más de 200 CV de potencia equipado con un arado forestal de vertedera bisurco y reversible. El más usado era el modelo Alchi fabricado en Yecla (MU) por la empresa Casimiro Chirlaque e hijos. Hoy, la empresa Talleres Garcerán-Chirlaque en Balsicas (MU) continúa la tradición y fabrica arados bisurcos reversibles para labores de gran profundidad (figura 14.25). El arado es forestal debido a su gran tamaño y peso, lo que permite alcanzar una profundidad de labor de hasta 70 cm. Tiene dos vertederas desfasadas del orden de dos metros, con ataque también desfasado, características que hacen que el caballón se forme en dos etapas. Es reversible porque tiene dos equipos iguales pero con sentido de desplazamiento de tierras contrario, lo que permite trabajar al tractor en ladera en los dos sentidos de marcha, dejando siempre el caballón aguas abajo sólo con girar el eje que sostiene las vertederas al final de cada besana.

Los elementos más importantes que se pueden diferenciar en este apero son (figura 14.25): a) bastidor: es la estructura sobre la que se montan los diferentes cuerpos del arado. En los bisurcos reversibles tiene forma de T; b) vertedera: es la pieza más grande del cuerpo y es la encargada del volteo de la banda de suelo cortada. La forma de la vertedera, su ángulo general y el ángulo del borde superior de la misma determinan aspectos fundamentales como el grado de aterronamiento del suelo labrado, la manera que los terrones quedan mezclados con la tierra fina, el grado de pulverización o el alejamiento de la tierra del surco desde donde ha sido volteada (Márquez 2004); c) reja: pieza inferior de la vertedera que tiene como función cortar el terreno longitudinalmente; d) punta: es la parte delantera de la reja; e) enganches: permite la suspensión y sujeción del apero al tripuntal del tractor; f) cilindro hidráulico para el volteo: es el encargado de proporcionar el volteo del bastidor y hacerlo reversible.

Método operativo. El tractor trabaja en curva de nivel manteniendo estrictamente la horizontalidad del surco y sin invadir cauces de drenaje natural de la ladera. Como se ha dicho al describir el apero, trabaja en ida y vuelta cambiando las vertederas (figura

14.26). Si el terreno tiene un matorral muy denso, es necesario que esté previamente desbrozado, por roza con desbrozadora de cadenas, pues las partes aéreas pueden embozar las vertederas. Si el matorral no es muy denso y continuo, la aplicación directa del arado permite, simultáneamente, el desbroce. El tempero para la ejecución debe ser bueno, pues en suelos excesivamente secos se pueden formar terrones que hacen el caballón discontinuo.

Este es el único procedimiento lineal y mecanizado de preparación del suelo que permite realizar una plantación simultánea a su ejecución. Se ejecutaba preferentemente con plantas a raíz desnuda, aunque es posible su ejecución con plantas en contenedor. Para su realización, un operario situado entre las dos vertederas va andando a la vez que el tractor y va colocando las plantas sobre el caballón formado por la primera vertedera de manera que el sistema radical va siendo tapado por la tierra que aporta la segunda vertedera. Posteriormente otro operario debe ir enderezando las plantas y compactando la tierra a su alrededor. De esta forma, en casos especiales, pueden realizarse al tiempo las tres operaciones de la repoblación.

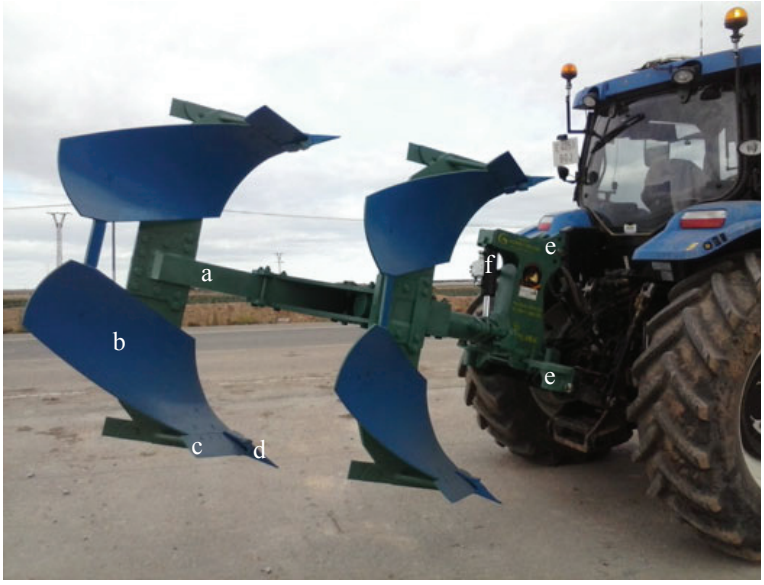


Figura 14.25. Arado bisurco reversible del fabricante Talleres Garcerán-Chirlaque. Componentes más importantes: a) bastidor, b) vertedera, c) reja, d) punta intercambiable, e) enganches, f) cilindro hidráulico para el volteo del bastidor (foto: Talleres Garcerán-Chirlaque).

Rendimiento. El rendimiento depende de la pendiente. El Grupo Tragsa (2011) estimó rendimientos entre 0,8 y 1 h km^{-1} en pendientes inferiores y superiores al 20%, respectivamente.

Arado forestal bisurco reversible Alchi (foto: R Serrada).

Acaballonado con desfonde realizado en pendiente (foto: R Serrada).

Acaballonado con desfonde en llano con arado forestal bisurco reversible Alchi. Se realizaron dos pasadas contiguas en sentidos contrarios (foto: J Otero).

Figura 14.26. Arado bisurco y ejemplos de acaballonado con desfonde.

3.2.3. Aterrazado

Preparación mecanizada y lineal del suelo mediante la formación de plataformas horizontales o contrapendiente, de anchura variable, siguiendo las curvas de nivel, y que han sido subsoladas en toda su longitud (Braquehais *et al.* 1977).

Constituyen la herramienta más segura para anular la escorrentía en una ladera, por lo que su concepción se sitúa más en el campo de la hidrología que en el de las repoblaciones forestales. Son estructuras que se dimensionan en función de la intensidad máxima del aguacero y cuya repoblación es necesaria para asegurar la defensa del suelo a largo plazo. También tienen un notable interés en las repoblaciones protectoras contra aludes por contribuir a fijar el manto de nieve al aumentar la rugosidad de la ladera.

El aterrazado con subsolado fue un procedimiento de preparación del suelo que se aplicó al aparecer los tractores de cadenas convencionales, en la década de los 70 del siglo pasado, sustituyendo a las labores a tracción animal (bueyes y mulas) que mejoraban la eficacia hidrológica de los ahoyados manuales. En la década de los 80 fue un procedimiento muy

discutido por su efecto paisajístico y, en ciertas situaciones, por sus efectos sobre el suelo (figura 14.27) y quedó en desuso en la década de los 90, desplazado por la mecanización con los tractores de alta estabilidad y con la retroaraña.

Figura 14.27. Efecto sobre el paisaje de una repoblación de *Pinus pinaster* por terrazas, sobre suelo silíceo degradado, en La Mierla (GU), a los 40 años. Este efecto es más patente en la ortofoto que por su observación desde la parte inferior de las laderas (fuente: Iberpix (PNOA)).

Las dimensiones que definen un aterrazado son la anchura de la terraza y la separación entre ejes de dos consecutivas que, junto con la pendiente de la ladera y las pendientes de tierras en desmonte y terraplén, permiten configurar su geometría (figura 14.28).

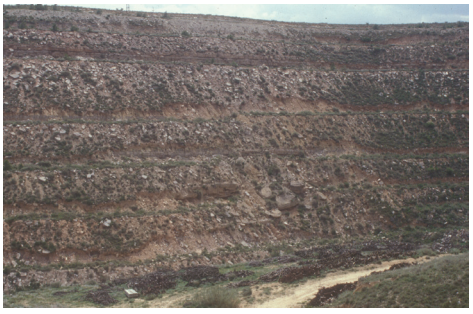
Condiciones de aplicación y efectos. Se trata de un procedimiento de preparación del suelo lineal, con inversión de horizontes, mecanizado y de alta profundidad. Es el procedimiento con mayor capacidad de control de la escorrentía (Querejeta *et al.* 2000). También es el que mayor impacto negativo produce sobre el suelo si no se hace en las condiciones edáficas adecuadas (Querejeta *et al.* 2000), y sobre el paisaje, por ser muy visibles los desmontes y terraplenes formados durante un tiempo cercano a los 20 años. Realiza simultáneamente un desbroce intenso por arranque. Al formar una plataforma horizontal, permite la plantación mecanizada. Deja el monte en condiciones de difícil transitabilidad en línea de máxima pendiente, lo que dificulta la ejecución de cuidados culturales a *posteriori* en la masa.

El marco de las plantaciones ejecutadas con este procedimiento no es homogéneo si se tiene en cuenta que, normalmente, se realizaba un doble subsolado sobre la plataforma, separado 2 m, y que la separación entre ejes de las terrazas era de 4 m o más, en función de la pendiente, del volumen del terraplén y de la anchura del terreno inalterado entre terrazas.

Terrazas desbrozadas y con un subsolado doble después de un incendio
(foto: J Pemán).

Repoblación de *Pinus uncinata* en terrazas con la finalidad de evitar la formación de aludes
(foto: J Pemán).

Masa protectora de pino rodeno sobre terrazas a los 20 y 40 años de edad. El impacto paisajístico es muy variable en el tiempo y la dificultad de manejo persiste
(fotos: R Serrada).



Terreno incendiado correspondiente a una repoblación de *Pinus halepensis*. La falta de una cobertura vegetal está provocando la rotura de las terrazas y la formación de regueros
(foto: J Pemán).

Figura 14.28. Ejemplos de aterrazado con subsolado.

Las limitaciones para su aplicación por razón de la pendiente son: como límite inferior el 35%, pues en pendientes menores las condiciones de riesgo erosivo se pueden superar con procedimientos lineales mecanizados, como los subsolados simples, que no tienen los inconvenientes del aterrazado; y como límite superior una pendiente del orden de 60%, ya que superando esta cifra la pendiente de la ladera tiende a ser igual a la de vertido natural de tierras en terraplén y, por tanto, la longitud de éste sería demasiado grande, lo que obligaría a separaciones entre ejes excesivas y a alturas de desmonte, también, demasiado elevadas.

La aplicabilidad actual de los aterrazados ha desaparecido, al disponer de procedimientos mecanizados puntuales que realizan banquetas con microcuenca o ahoyados en laderas de pendientes superiores al 55%. A pesar de la dificultad de tránsito en línea de máxima pendiente que los aterrazados suponen, cuando se pretenda efectuar una segunda repoblación en un rodal aterrazado que haya sufrido un incendio, la preparación del suelo debe consistir en el subsolado simple de las plataformas; en ningún caso se aconseja deshacer el aterrazado.

Equipos y aperos. En la construcción de terrazas se emplea un tractor de cadenas de más de 160 CV de potencia provisto de hoja *dozer* frontal con movimientos *angle* y *tilt* y de un *ripper* trasero de elevación hidráulica dotado de uno o dos rejones. La anchura de la hoja *dozer* condiciona la de la plataforma.

Método operativo. La labor se inicia, normalmente, desde la parte alta de la ladera; aunque cuando hay infraestructuras o bienes ladera abajo que deben protegerse, puede empezar por la parte baja. Se replantea con nivel una línea horizontal que sirva de guía a la primera terraza para conseguir, así, una perfecta e imprescindible nivelación del conjunto. En primer lugar, el tractor realiza la plataforma con la hoja, dando un ángulo de ataque adecuado a la dureza del terreno y a la anchura de plataforma que se desee, a base de extraer tierras en desmonte de la parte alta de la ladera y verterlas en terraplén sobre la parte baja. La máquina va circulando sobre la plataforma recién construida y cuando termina la plataforma, da la vuelta y vuelve a circular por ella con la hoja levantada y subsolando a 50 ó 60 cm de profundidad con uno o dos rejones. Posteriormente, asciende por la ladera por la línea de máxima pendiente y comienza un nuevo ciclo de trabajo.

Es muy conveniente que las terrazas no se crucen con los cauces de circulación natural de las aguas, pues la concentración de caudales romperá, con seguridad, la estructura provocando un inútil movimiento de tierras. La integración del sistema de terrazas dentro de la red de drenaje también tiene que estar adecuadamente calculada, asegurando no interrumpir líneas principales de drenaje y dirigiendo todos los excedentes de escorrentía para que sean evacuados con seguridad. Este requisito puede exigir, en algunos casos, un replanteo muy cuidadoso de la labor si no se cuenta con tractoristas experimentados.

Cálculo. Si se ha elegido este procedimiento de preparación, debe realizarse un adecuado cálculo de su geometría (figura 14.29) y de su funcionamiento hidrológico.

Para el cálculo de la geometría de la terraza hay que determinar los siguientes parámetros:

- *x*: longitud de la plataforma que corresponde al desmonte
- *y*: longitud de la plataforma que corresponde al terraplén

- h_d: altura del desmonte
- l_d: longitud del desmonte
- h_t: altura del terraplén
- l_t: longitud del terraplén

Para su determinación se plantean el siguiente sistema de ecuaciones:

- $x + y$ = ancho de la plataforma (2,5 a 4 m)
- $h_d = l_d \cdot \tan \alpha$
- $h_d = (x + l_d) \cdot \tan \gamma$
- $h_t = l_t \cdot \tan \beta$
- $h_t = (y + l_t) \cdot \tan \gamma$
- $V_t = V_d \cdot C_e$

donde tan α: pendiente del desmonte; tan β: pendiente del terraplén; tan γ: pendiente del terreno; V_t: volumen de terraplén; V_d: volumen de desmonte; $C_e = 1 + E$, siendo E el coeficiente de esponjamiento.

Los valores de α y β dependen de las características granulométricas del suelo y de su grado de humedad (García Salmerón 1995; Mongil y Martínez de Azagra 2006). El coeficiente de esponjamiento, que representa el incremento de volumen que experimenta la tierra extraída, es función de la naturaleza del terreno, oscilando entre el 10% para la arena y el 40% para las margas (García Salmerón 1995).

La elección de esta técnica implica establecer una proporcionalidad entre el área de impluvio y el área de recepción, en el sentido de que la escorrentía generada en la primera sea retenida por la segunda, y se garantice, según definen Mongil y Martínez de Azagra (2006), el endorreísmo en la ladera preparada (figura 14.30).

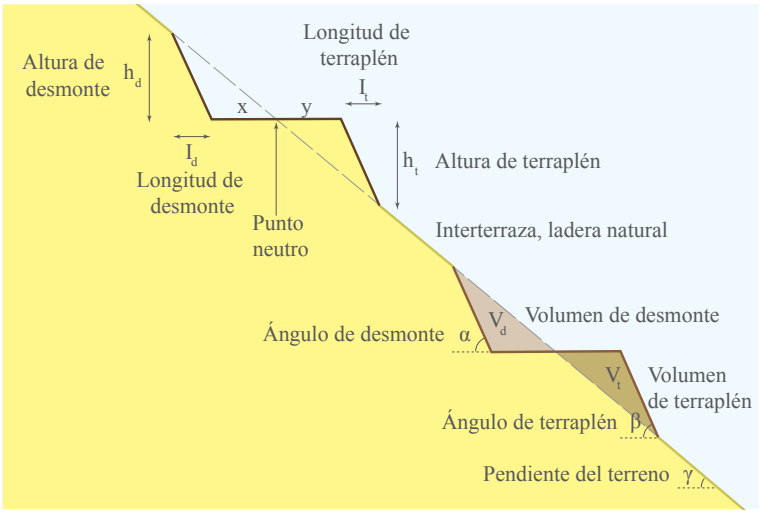


Figura 14.29. Parámetros que definen la geometría de una terraza.

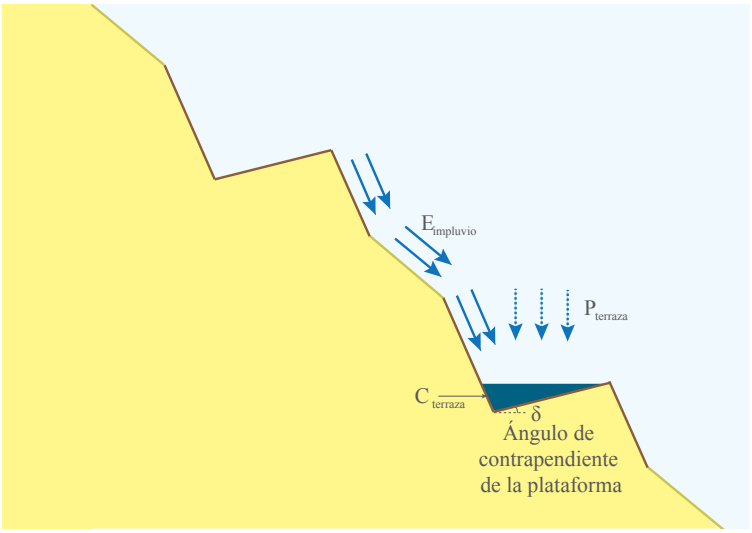


Figura 14.30. Esquema del funcionamiento hidrológico de la terraza.

Recomendaciones. El aterrazado es, junto al uso generalizado de pinos autóctonos, la práctica más cuestionada de toda la labor repobladora que se realizó desde 1940 a 1984 (Castroviejo *et al.* 1985; Fernández-González 1986). Sin entrar en un análisis a fondo de esta cuestión, debe tenerse presente que la terraza subsolada como procedimiento de preparación ofrece una serie de ventajas notables cuando se utiliza de forma adecuada en un terreno que, por sus especiales características y de acuerdo con el objetivo de la repoblación, así lo requiere. Estas ventajas son, principalmente, las siguientes:

- Reordenamiento completo del sistema de drenaje de la ladera, lo que supone que en terrenos con procesos erosivos avanzados, los efectos negativos de la escorrentía superficial queden totalmente corregidos.
- Abaratar los costes de ejecución, al hacer innecesario un desbroce previo y permitir la plantación mecanizada, y conseguir repoblaciones con muy bajos porcentajes de marras por la intensidad del mullido y el tipo de plantación.
- En zonas con suelos muy degradados, pedregosidad superficial excesiva y litologías relativamente frágiles, por ejemplo pizarras, realiza un rejuvenecimiento del perfil del suelo, aumentando su grado de disgregación y su profundidad efectiva, lo que puede reactivar los procesos edafogénicos.

Entre las desventajas hay que citar:

- El cálculo hidrológico de las terrazas debe ser muy cuidadoso, determinando con precisión las pendientes de evacuación y adaptándolas al sistema natural de drenaje; éste debe quedar integrado en la preparación y no alterado por la misma.
- En litologías blandas, como las margas, las terrazas pueden suponer un riesgo de erosión, por la fragilidad de los terrenos preparados a eventos de lluvia intensa que puede conducir a un fallo general del sistema (Romero-Díaz *et al.* 2010).

- El impacto visual, y edafológico es muy duradero por lo que su aplicación debe estar plenamente justificada.
- Hay que evitar su utilización en aquellos casos que puedan suponer un conflicto social innecesario, ya que, en la actualidad, se dispone de muchas otras alternativas.
- Como ya se ha señalado, genera masas con espaciamientos muy heterogéneos y dificulta la aplicación de cuidados culturales posteriores por hacer bastante intransitable la superficie en línea de máxima pendiente.

Rendimiento. Variable en función de la potencia del tractor y la naturaleza del terreno (tabla 14.14).

Tabla 14.14. Rendimientos en la elaboración de terrazas de absorción según la naturaleza del terreno.

Con tractor de 131 a 150 CV en suelo suelto y de 171 a 190 CV en roca friable (Grupo Tragsa 2011)		Con tractor de 200 CV subsolando con 2 rejones con una profundidad mínima de 50 cm (Asociación Española de Ingeniería del Paisaje 2016)	
Tipo de suelo	**Rendimiento (h km^{-1})**	**Tipo de suelo**	**Rendimiento (h km^{-1})**
Suelto	2,6	Suelto	2,55
		Compacto	3,315
Roca friable	3,2	Pedregoso	3,825

3.3. Preparaciones areales o a hecho

Este tipo de actuaciones sólo pueden realizarse cuando la pendiente del terreno es inferior al 15% debido a los problemas de erosión que pueden generar. Son procedimientos no muy utilizados en las repoblaciones tradicionales en superficies forestales, debido a la limitación de la pendiente; sin embargo, pueden ser muy útiles para forestar tierras agrícolas. Estos procedimientos consisten en laboreos o preparaciones lineales, acaballonados o subsolados, con distancias reducidas entre las diferentes labores. Se pueden diferenciar los siguientes grupos:

- Laboreos: son realizados con tractores agrícolas con aperos como los arados de vertedera, de disco o las gradas de discos. Suponen, por tanto, una inversión de los horizontes superficiales del suelo. El procedimiento que se describe en esta obra es el del laboreo pleno.
- Subsolados: se consigue mediante la preparación del terreno con subsoladores de modo que las distintas líneas de subsolado sean muy próximas, normalmente de 1 m de distancia. Los procedimientos que se describen son el subsolado pleno y el subsolado cruzado.
- Acaballonados: en estos procedimientos, la preparación se realiza sobre toda la superficie sin dejar una entrefaja sin laborear. Los procedimientos que se describen son el acaballonado superficial completo y el acaballonado completo en llano. Sus finalidades y condiciones de aplicación son muy diferentes. Así, en

zonas con problemas de permeabilidad se recomienda el acaballonado completo en llano, mientras que en plantaciones de carácter productor en terrenos de escasa pendiente puede realizarse el acaballonado superficial completo.

3.3.1. Laboreo pleno

Operación consistente en una preparación a hecho de la superficie mediante aperos de los tipos arado de vertedera, de disco o grada de discos, con los que se consigue una labor de profundidad media con volteo de los horizontes superficiales del suelo. Implica un desbroce a hecho por arranque, simultáneo a la preparación del suelo, y con efectos duraderos.

Condicionantes de aplicación y efectos. Es un procedimiento de preparación del suelo a hecho, con inversión de horizontes, mecanizado y de profundidad media, pues difícilmente se superan los 40 cm de profundidad de labor con equipos agrícolas.

El efecto hidrológico puede considerarse negativo, pues puede favorecer los procesos erosivos; por ello, únicamente debe emplearse en zonas de pendiente reducida, en todo caso inferior al 15 %. El efecto sobre el paisaje, al aplicarse en terrenos relativamente llanos y no dejar fajas alternas de diferente color, no es muy patente.

Su aplicación requiere un terreno sin vegetación consistente o previamente desbrozado por roza y trituración. No es conveniente aplicarlo a suelos con alto contenido de caliza activa en profundidad alcanzable por la labor. Su aplicación en reforestación está limitada a la ejecución de siembras completas a voleo. Puede ser de aplicación con especies adecuadas en la repoblación de terrenos agrícolas abandonados con suelos de buena permeabilidad, siendo siempre conveniente realizar un subsolado profundo previo. No obstante, en estos ambientes plantea como inconveniente que favorece la germinación de las especies ruderales que se encuentran en el banco de semillas del suelo, por lo que después de la plantación o siembra es necesario realizar tratamientos culturales de control de la vegetación. También puede aplicarse, en situaciones de escasa pendiente y texturas arenosas, en montes de *Pinus pinea* o *Pinus pinaster* que se pretendan regenerar por siembra tras un incendio o una corta a hecho.

Equipos y aperos. Tractor agrícola de ruedas o neumáticos de más de 50 CV de potencia con arados de vertedera o de discos, de diferentes anchuras de labor y pesos (tabla 14.15). Los arados de disco cortan y voltean bandas de suelo mediante unos discos en forma de casquete esférico colocados en ángulo agudo respecto de la dirección de avance y ligeramente inclinados respecto de la superficie del suelo (Márquez 2004).

Tabla 14.15. Características técnicas de algunos arados de vertedera y de discos.

Tipo de arado	Ancho de trabajo (m)	Número de cuerpos	Peso (kg)	Potencia (CV)
Vertederas	0,35 – 1,06	1 - 3	145 - 583	45 - 75
Discos	0,6 - 1,5	2 - 5	320 – 1295	26 - 89

Los elementos más singulares de los arados de discos son (figura 14.31): a) bastidor: en él se sitúan generalmente 3 a 5 cuerpos; b) discos: piezas en forma de casquete esférico lisos o dentados de diámetro y concavidad variable. Los diámetros pueden oscilar entre 66 y 125 cm lo que garantizan una profundidad efectiva de la labor entre 26 y 50 cm. La anchura de la banda de suelo depende del diámetro del disco y del ángulo de ataque del mismo. La unión del disco con el bastidor se realiza mediante un brazo y entre este y el disco mediante rodamientos de bolas o de rodillos que facilitan el giro libre del disco al hacer la labor. Los discos suelen llevar en su parte superior unas piezas denominadas raspadores o rayadores que tienen como función eliminar la tierra que quede adherida al mismo; c) enganche; d) rueda trasera: sirve para regular la profundidad de la labor y permite que el arado se traslade en línea recta por el fondo del surco. Según modelos pueden ser suspendidos, semisuspendidos y arrastrados y pueden ser reversibles de forma manual o hidráulica.

Los arados de discos están particularmente recomendados para terrenos muy pesados, secos, duros y con un gran contenido de piedras o raíces, al mejorar las prestaciones que realizarían, en estas condiciones, los de vertedera.

Método operativo. Se procede de la misma forma que en el cultivo agrícola, dando pasadas paralelas, preferiblemente en curva de nivel. La labor en curva de nivel evita la escorrentía, en línea de máxima pendiente la induce o favorece (figura 14.32).

Rendimiento. Dadas las fáciles condiciones, escasa pendiente y desbroce previo o innecesario, el rendimiento es alto, alrededor de 4,5 h ha^{-1} para tractores de 51 a 70 CV (Grupo Tragsa 2011).

Figura 14.31. Arado de discos. Componentes principales: a) bastidor, b) discos, c) enganche y d) rueda trasera (foto: J Arnó).

Arado – grada de discos
(foto: R Rodríguez Soalleiro).

Laboreo completo para repoblación por plantación
(foto: R Serrada).

Figura 14.32. Apero para laboreo completo y ejemplo en repoblación forestal.

3.3.2. Subsolado pleno y subsolado cruzado

Subsolado pleno se denomina a la operación consistente en realizar líneas de subsolado paralelas muy próximas entre sí, normalmente separadas 1 m, con una profundidad mínima de 50 cm (Gómez de la Calle y García-Salvador 1977). El subsolado cruzado consiste en ejecutar un subsolado lineal doble, con líneas paralelas separadas entre sí 2 m, según se ha descrito anteriormente, en direcciones que serán perpendiculares en terrenos sensiblemente llanos y oblicuas en terrenos con ligera pendiente.

Condiciones de aplicación y efectos. Es un procedimiento de preparación del suelo a hecho, sin inversión de horizontes, mecanizado y de alta profundidad. En pendiente, el efecto hidrológico es superior al del subsolado lineal en la medida que duplica la longitud del subsolado, e inferior por razón de no aplicarse en curva de nivel; no obstante, donde se han probado, los surcos oblicuos no han inducido abarrancamiento alguno. El efecto sobre el paisaje es bajo y muy transitorio. Sobre la plantación tiene un efecto muy favorable al permitir el desarrollo del sistema radical en cuatro sentidos. Una limitación es que requiere la uniformidad de la ladera, que no debe tener afloramientos rocosos frecuentes, ni cambios bruscos de pendiente, ni profusa red de drenaje. Es eficaz en repoblaciones productoras, pues favorece el crecimiento de la masa instalada, independientemente de la pendiente.

Equipos y aperos. Tractor de cadenas o neumáticos de más de 140 CV de potencia con *ripper* de elevación hidráulica con uno o tres rejones, separados 1 m, para el subsolado pleno y dos rejones, separados 2 m, para el subsolado cruzado. Si lleva dos rejones, la potencia mínima del tractor debe ser de 140 CV y se lleva tres de 170 CV. Los rejones no precisan ninguna modificación si el terreno es llano.

Método operativo. El terreno no necesita desbroce o estará previamente desbrozado por roza a hecho. Se procede igual que en el subsolado lineal, pero en terreno llano se repite la operación dando sucesivas pasadas perpendiculares a las anteriores (figura 14.33). El terreno queda subsolado con una densidad de 10 km ha^{-1} en forma de retícula de 2 por 2 m de lado; se planta en las intersecciones. Para densidades de plantación menores se utiliza

un solo rejón central dando un solo surco en cada pasada; éstos se separan en función del marco real elegido. En pendiente, las pasadas son oblicuas entre sí y paralelas a las diagonales imaginarias del rectángulo definido por la ladera, quedando una retícula de forma romboidal. Se planta en las intersecciones.

Rendimiento. Pueden aplicarse los comentados para el subsolado lineal.

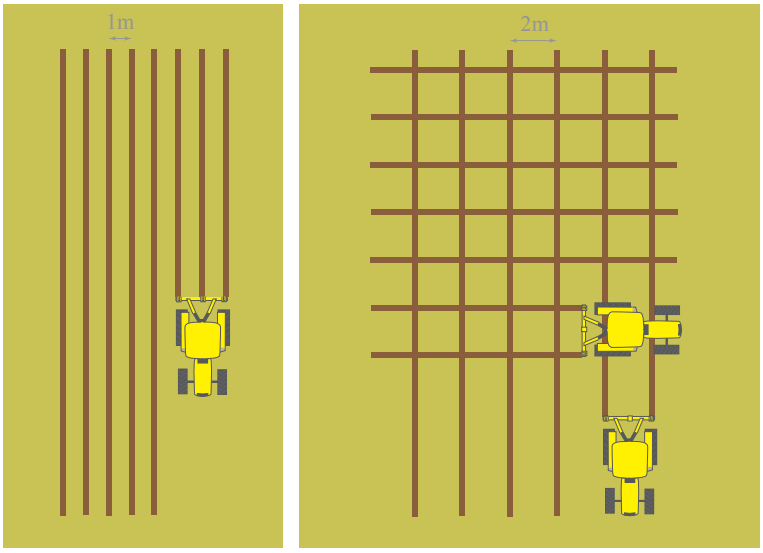


Figura 14.33. Esquema de subsolado pleno con tres rejones (izquierda) y subsolado cruzado con dos rejones (derecha).

3.3.3. Acaballonado

Acaballonado superficial completo

Se trata de un procedimiento de acaballonado en toda la superficie del monte mediante la aproximación suficiente de los ejes de las fajas descritas en el acaballonado superficial.

Condiciones de aplicación y efectos. Es un procedimiento de preparación a hecho, con inversión de horizontes limitada a la profundidad del decapado, de 10 cm como máximo, mecanizada y de profundidad alta por el subsolado. El efecto hidrológico es algo inferior al del acaballonado superficial. El efecto paisajístico es algo menor al no observarse fajas alternas de diferente color. Produce un desbroce simultáneo, a hecho y por arranque, de gran efectividad, que retrasa durante largo tiempo la invasión del matorral.

Equipos y aperos. Los mismos que se han descrito para el acaballonado superficial.

Método operativo. El tractor realiza un decapado sobre una faja que posteriormente subsola. Al realizar la siguiente faja se aproxima a ella de manera que el nuevo caballón queda sobre el borde de la anterior faja decapada, afectando de esta forma a toda la superficie del monte, no dejando entrefajas inalteradas.

Su ejecución con tractores de cadenas convencionales limita su uso a pendientes inferiores al 35%, si bien, al tratarse de una labor areal, no es aconsejable efectuarla en pendientes superiores al 10%. No se aconseja su aplicación en suelos calizos ni en climas torrenciales. Es una opción interesante en repoblaciones productoras sobre suelos profundos, de escasa pendiente, con matorral que no necesite desbroces selectivos. La labor que realiza retrasa los desbroces posteriores.

Rendimiento. Se aplica lo reseñado para el acaballonado superficial.

Acaballonado completo en llano

Consiste en un subsolado profundo y en la formación de unos caballones de aproximadamente 60 cm de altura con el abrezanjas mediante dos pasadas, una a cada lado del eje del caballón, haciéndose una vertiente del mismo a la ida y otra a la vuelta. El terreno queda alterado en toda la superficie, ondulado y completamente desbrozado. El agua circulará por los surcos y la plantación se puede realizar en lo alto del caballón.

Es un procedimiento de preparación del suelo que se ha denominado también acaballonado en páramo ácido, tomando el nombre de las muy particulares condiciones en que se aplicó inicialmente. Éstas son zonas llanas, con suelo silíceo, de relativamente alta pluviometría en las que una deforestación provocada frecuentemente por el cultivo agrícola y su posterior abandono o la reiteración de incendios y pastoreo han conducido a la existencia de una vegetación de matorral de escasa talla formada por ericáceas y a un suelo evolucionado y profundo caracterizado por la presencia de un horizonte intermedio muy impermeable por su alto contenido en arcillas. Las condiciones fisiográficas y edáficas provocan el encharcamiento periódico del perfil en invierno y primavera, lo que limita en gran medida la instalación de una vegetación arbórea. La preparación que se describe tiende a superar estas circunstancias mediante un rejuvenecimiento de perfil por labores muy intensas. Estas situaciones son particularmente frecuentes en extensas zonas del norte de la cuenca del Duero donde se sitúan los páramos ácidos que han dado nombre al procedimiento. No obstante, en esta obra se evita esta denominación pues su aplicación es, también, extensible a algunas rañas de la cuenca del Tajo e incluso a ciertas zonas del Guadiana.

Condiciones de aplicación y efectos. Es un procedimiento de preparación del suelo a hecho, con fuerte inversión de horizontes, mecanizado y de alta profundidad. Consigue drenar el perfil para permitir la respiración de las raíces de las plantas introducidas. El efecto paisajístico es inapreciable al aplicarse en zonas llanas. A largo plazo permite la instalación de una masa arbórea que mejora por sí misma la permeabilidad del suelo. Las limitaciones se refieren a las especiales circunstancias, ya comentadas, que se requieren para su aplicación.

Equipos y aperos. Se precisan tractores de cadenas de gran potencia a los que, en primer lugar, se les acopla un subsolador de gran tamaño, a veces con topo, y, después, un potente arado abrezanjas de doble vertedera (figura 14.34).

Método operativo. Antes de iniciar la labor, se realiza un estudio topográfico que permita orientar los caballones para una evacuación del agua más eficaz (figura 14.35).

Perpendicularmente a esta dirección se hace un subsolado profundo y paralelo. Este subsolado puede no ser aplicado cuando el espesor del horizonte argílico no es muy grande y su profundidad no es alta. A continuación, y perpendicularmente al subsolado, se procede a formar unos caballones de aproximadamente 60 cm de altura con el abrezanjas mediante dos pasadas, una a cada lado del eje del caballón, haciéndose una vertiente del mismo a la ida y otra a la vuelta. El terreno queda alterado en toda la superficie, ondulado y completamente desbrozado. La plantación se puede realizar en lo alto del caballón; el agua circulará por los surcos.

Rendimiento. Para el subsolado se emplean 3 h ha^{-1} dando 5000 m ha^{-1}; para el acaballonado el rendimiento es similar.

Arado abrezanjas marca Galucho. Su anchura de trabajo es de 75 cm con una profundidad efectiva de 60 cm. Su peso es de 193 kg y requiere una potencia mínima de tractor de 35 a 50 CV (foto: J Pemán).

Abrezanjas o doble vertedera para realizar acaballonado completo en llano (foto: E Moreno).

Figura 14.34. Aperos para acaballonado completo en llano.

En suelos llanos con impermeabilidad favorecida por la agricultura, se producen encharcamientos intermitentes que dificultan el desarrollo de especies forestales (foto: J Ferrando).

Acaballonado completo en llano en La Mierla (GU) tras 18 años (foto: R Serrada).

Figura 14.35. Ejemplos de acaballonado completo en llano.

Efectos hidrológicos de diferentes desbroces y procedimientos de preparación del suelo en dos sitios de ensayo

Serrada *et al.* (1997) realizaron una experiencia con lluvia artificial para cuantificar el efecto hidrológico de las cubiertas forestales, de los tratamientos de desbroce y de los procedimientos de preparación del suelo en dos parcelas experimentales ubicadas en Puebla de Valles (Guadalajara) y en el municipio de Málaga. La parcela de Puebla de Valles estaba ubicada sobre una ladera de umbría con una pendiente media del 36%, sobre rañas del Mioceno, con una cubierta vegetal de *Cistus ladanifer* y *Rosmarinus officinalis*. La parcela de Málaga se encontraba sobre dolomías, en una ladera de solana con una pendiente media del 62% y cubierta por *Retama sphaerocarpa*.

Sin entrar en detalles metodológicos, que pueden consultarse en (Zazo *et al.* 1993), las estimaciones del coeficiente c obtenidas para cada tipo de preparación se muestra en la tabla 14.16. Este coeficiente representa el cociente entre la precipitación registrada hasta el inicio de la escorrentía en la labor analizada y la precipitación registrada hasta el inicio de la escorrentía en las parcelas testigo, pobladas por matorral sin alterar. El valor del coeficiente es directamente proporcional al efecto de la labor efectuada en relación con la capacidad de infiltración que haya podido inducir: de mejora si se trata de valores superiores a la unidad, o de empeoramiento, en caso de valores inferiores a la unidad.

Según los resultados obtenidos, los diferentes tratamientos de desbroce y procedimientos de preparación del suelo se podrían clasificar en 4 grupos:

Figura 14.36. Vistas del sitio de experimentación en Puebla de Valles (GU): previo a la aplicación de los tratamientos y tras ellos (año 1990) y 5 años después (fotos: R Serrada).

Tabla 14.16. Resultados de experiencias para valorar el efecto hidrológico de desbroces y preparaciones del suelo en la repoblación forestal. Valores medios y variación del coeficiente c (c= cociente entre la precipitación registrada hasta el inicio de la escorrentía en la labor analizada y la precipitación registrada hasta el inicio de la escorrentía en las parcelas testigo, pobladas por matorral sin alterar).

Labor	Guadalajara		Málaga	
	Variación de c	Valor medio de c	Variación de c	Valor medio de c
Roza en puntos; 2000 casillas ha^{-1}	0,38-0,93	0,66	0,58-0,94	0,76
Roza en fajas de 2 m y 2 m de entrefaja	0,74-1,06	0,90	0,77-0,97	0,87
Roza total	0,73-0,78	0,76	0,56-0,75	0,66
Decapado en fajas de 2 m y 2 m de entrefaja	0,33-0,72	0,53		
Decapado total	0,19-0,73	0,46	0,41-0,61	0,51
Ahoyado manual. 2000 h ha^{-1}	0,74-1,89	1,32	1,07-1,51	1,29
Ahoyado con pico mecánico y microcuenca; 2000 h ha^{-1}	0,72-1,14	0,93	0,86-1,17	1,02
Ahoyado con retroexcavadora; 1111 h ha^{-1}			1,64-2,70	2,17
Ahoyado con *ripper*; 2000 h ha^{-1}			1,26-1,48	1,37
Subsolado lineal de 40 cm; 5000 m ha^{-1}	1,32-2,0	1,66		
Subsolado lineal de 60 cm; 5000 m ha^{-1}	1,25-2,44	1,85	2,27-3,28	2,78
Subsolado cruzado en rombo; 1000 m ha^{-1}	0,94-1,90	1,42	0,87-1,09	0,98
Subsolado en máxima pendiente; 5000 m ha^{-1}			2,10-2,65	2,38
Acaballonado con desfonde; 5000 m ha^{-1}	1,41-2,46	1,94		
Acaballonado superficial; 5000 m ha^{-1}	0,71-1,44	1,08	1,39-1,68	1,54
Acaballonado con Tramet [(1)]; 5000 m ha^{-1}	1,41-3,00	2,21		
Labor completa Tramet [(1)]; 5000 m ha^{-1}	1,25-1,85	1,55		
Aterrazado con subsolado; 2,5 m de terraza, separación 4 m	0,87-3,47	2,17	2,74-3,41	3,08
Roza en fajas y subsolado TTAE; 3333 m ha^{-1}	2,91	2,91	1,22	1,22

[(1)] El equipo Tramet, actualmente en desuso, efectuó una labor que se aproximaba a la del acaballonado con desfonde.

- Labores que han mejorado la infiltración respecto de la parcela testigo en más del 200%: acaballonado con TRAMET, acaballonado con desfonde, aterrazado con subsolado, ahoyado con retroexcavadora, subsolado según la línea de máxima pendiente, subsolado lineal y subsolado con TTAE (tractor de alta estabilidad).
- Labores que han mejorado la infiltración respecto de la parcela testigo hasta el 200%: labor de TRAMET completa, acaballonado superficial, ahoyado con *ripper*, ahoyado manual, subsolado cruzado en rombo y ahoyado con pico mecánico.
- Labores que han reducido la infiltración respecto de la parcela testigo hasta en un 50%: roza en fajas, roza en puntos, roza total, decapado en fajas.

- Labores que reducido la infiltración respecto de la parcela testigo en más de un 50%: únicamente comprende al decapado a hecho o areal.

Cabe indicar que las técnicas incluidas en los dos últimos grupos se corresponden con tratamientos de desbroce. Si se combinaran con procedimientos de preparación del suelo, los valores de c se modificarían.

La extrapolación de este ensayo experimental también permitiría elegir el procedimiento de preparación del suelo que anule la escorrentía, según las condiciones particulares del rodal que se va a repoblar y de la torrencialidad del clima. Para ello, se propone la siguiente forma de proceder:

- Se escoge un lugar que reúna las características medias, en relación con la pendiente y con la composición y espesura del matorral, del rodal o zona que se proyecta repoblar.
- Se replantea una parcela testigo de 4 m de anchura en curva de nivel y de 20 m de longitud en línea de máxima pendiente.
- Sobre la parcela se disponen, al menos, 5 pluviómetros. Se realiza un tendido de 4 mangueras a partir de motobombas de incendios. Se inicia la lluvia artificial a razón de 2 a 3 mm de precipitación por minuto. Cada manguera reproduce la precipitación sobre un sector de la parcela de 4 × 5 m. Un observador comprueba, dentro de la parcela, cómo se va produciendo la infiltración y el correcto reparto de la lluvia. Detiene la prueba en el momento en que comprueba que se produce escorrentía generalizada en varios puntos de la parcela.
- Se estima la intensidad del aguacero que es capaz de resistir el estado actual del monte como la media de la precipitación registrada en los pluviómetros.
- En base a datos de observatorios meteorológicos cercanos, se calcula la intensidad del aguacero máximo en un plazo determinado para una recurrencia de 15 a 20 años.
- Se calcula el coeficiente c como el cociente entre el aguacero natural esperable y el valor medio obtenido en los pluviómetros. Este cociente es el valor mínimo que tiene que caracterizar al procedimiento de preparación del suelo que se deba aplicar.
- Se escoge el procedimiento cuyo valor medio de c sea superior al cociente calculado en el punto anterior.

Aplicando este procedimiento de decisión, se puede asegurar que el procedimiento de preparación del suelo elegido es el necesario, suficiente y no excesivo para cubrir el objetivo de anular la escorrentía, con efectos sobre la anulación de la erosión y sobre el abastecimiento hídrico a las plantas introducidas.

Revisión sobre experiencias comparativas entre diferentes procedimientos de preparación del suelo

En los últimos 30 años se han realizado en España diferentes ensayos sobre los efectos de diversos procedimientos de preparación del suelo, tanto en las propiedades físicas del mismo, como en la supervivencia y el crecimiento de las plantas.

La mayor parte de los ensayos se han centrado en estaciones semiáridas (Almería, Murcia, Granada) (Querejeta *et al.* 2000, 2001; Bocio *et al.* 2004; Saquete *et al.* 2006; Hueso-

González *et al.* 2016) o secas (Palencia, Sevilla) (Mongil y Bengoa 1997; Palacios *et al.* 2008). En estas estaciones, la preparación del suelo es clave para el éxito de la repoblación en la línea de lo indicado por Demontzeny al principio del capítulo. Estos ensayos han estudiado sólo el efecto de la preparación del suelo o han combinado este factor con otros factores para analizar sus interacciones. Entre los ensayos que estudian únicamente el efecto de las preparaciones caben destacar los trabajos de Querejeta *et al.* (2000, 2001) y Bocio *et al.* (2004). En cuanto al efecto combinado de varios factores, se han analizado las interacciones con la calidad de la planta (Palacios *et al.* 2008), con la fecha de plantación (Palacios *et al.* 2008), con el aporte de mejoradores al suelo (Querejeta *et al.* 2000; 2001), el empleo de tubos invernadero, o la adición de hidrogeles o la fertilización (Barberá *et al.* 2005) o con distintas condiciones de estación, como la exposición (Fonseca *et al.* 2011). Una visión más global de las técnicas más utilizadas a nivel europeo, puede consultarse en las revisiones realizadas por Löf *et al.* (2012, 2015).

En conjunto, y aunque no existen muchos ensayos que hayan valorado el efecto de los diferentes procedimientos utilizados en España sobre el arraigo inicial, los subsolados profundos y los ahoyados mecanizados con retroexcavadora han demostrado ser las técnica con mejores resultados en términos de supervivencia y crecimiento, al contrario, las preparaciones manuales son las han mostrado menos eficiencia (Bocio *et al.* 2004; Palacios *et al.* 2008).

La influencia de la preparación del suelo sobre las propiedades físicas de los diferentes horizontes del mismo ha quedado patente en los ensayos realizados. Así, las preparaciones más intensas han aumentado claramente la porosidad del suelo (disminuyendo su densidad y la resistencia a la penetración), la profundidad efectiva del perfil, la conductividad hidráulica y el contenido de agua en el mismo (Archibold *et al.* 2000). El efecto de las preparaciones sobre las condiciones físico-químicas del suelo, y en particular sobre el incremento del acceso a recursos hídricos, posibilita un aumento de la supervivencia al favorecer el desarrollo radical de las plantas y facilitar su arraigo en las condiciones del monte (Mongil y Bengoa 1997; Querejeta 2001, 2008). En cuanto al crecimiento, la respuesta es más heterogénea y depende de las diferentes especies, aunque durante los primeros años el crecimiento suele ser mayor con las preparaciones más intensas (Palacios *et al.* 2008). También se han observado efectos positivos de los procedimientos de preparación en otros componentes de las repoblaciones, como es la capacidad de secuestro de carbono (Segura *et al.* 2016; Hueso-González *et al.* 2016). En cuanto a la duración del efecto de la preparación en estas variables también es variable aunque en algunos casos se han observado diferencias significativas pasados los cinco años (Barbera *et al.* 2005).

Frente a las ventajas contrastadas del efecto de los procedimientos de preparación, se han observado efectos negativos, tales como los relacionados con el impacto sobre la vegetación (Navarro *et al.* 2006), la perdida de funcionalidad de los suelos o la erosión (Linares *et al.* 2002; Ruiz-Sinoga *et al.* 2011).

En resumen, estos estudios han puesto de manifiesto la importancia de los procedimientos de preparación del suelo previo a la repoblación: i) sin una preparación correcta del suelo, tras su elección cuidadosa en el marco de los análisis previos a la redacción del proyecto de repoblación, las repoblaciones presentan porcentajes de marras muy elevados; ii) las preparaciones con una intensidad adecuada favorecen el arraigo y el desarrollo de las plantas recién instaladas; iii) sin embargo, existe el riesgo de impactos negativos si se eligen o ejecutan mal.

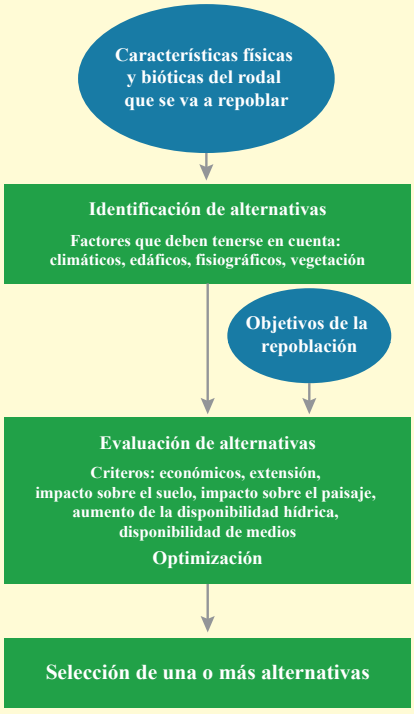
Elección del procedimiento de preparación del suelo

El proceso de elección del procedimiento de preparación del suelo se realiza de forma similar al seguido para la correcta elección del tratamiento sobre la vegetación. Para cada uno de los rodales en los que ha quedado dividido el monte después de realizado el apeo previo, el proyectista debe realizar una identificación de las alternativas técnicas posibles y una posterior evaluación de las mismas, para finalmente proceder a la elección.

Identificar las alternativas en cada uno de los rodales exige determinar qué procedimientos son técnicamente posibles. Para ello, debe confrontarse las características del rodal con las limitaciones técnicas de cada procedimiento en relación con el clima, el suelo, la fisiografía y las características de la vegetación preexistente.

Tras identificar las alternativas posibles o técnicamente viables, el proyectista debe proceder a una evaluación de las mismas según otros criterios que, atendiendo a los objetivos que la repoblación pretende, permitan elegir la alternativa óptima. Estos criterios pueden ser variables en función de las características del rodal y de los objetivos de la repoblación, aunque en la mayoría de los casos se deberá evaluar el coste del procedimiento, el efecto sobre el suelo, el aumento de la disponibilidad hídrica y el impacto paisajístico, entre otros.

Una vez realizada la evaluación de las alternativas, se debe proceder a buscar la solución óptima, para lo cual las técnicas de decisión multicriterio pueden ser una herramienta válida (Romero 1993).



Resumen de limitaciones y efectos de los procedimientos de preparación de suelo y objetivos para los que se recomienan.

Método de preparación	Limitaciones según el medio					Efectos		Objetivo de la repoblación
	Clima	Pendiente	Pedregosidad del perfil	Suelo	Accesibilidad	Efecto hidrológico	Impacto paisajístico	
Ahoyado manual	No existen; preferentemente con el suelo en tempero	> 60%	Limitante para barrón o plantamón	No existen	No existen	Escaso	Reducido	Enriquecimiento, densificación, repoblación ornamental
Motoahoyadora	No existen; preferentemente con el suelo en tempero	> 45%	Limitante	No se aconseja en arcilloso o arenoso	Media	Escaso	Reducido	Enriquecimiento, densificación, riberas, terrenos agrícolas
Retroexcavadora o retroaraña	No existen; preferentemente con el suelo en tempero	Retoexcavadora: > 55-60% en líneas de máxima pendiente Retroaraña: > 100% en líneas de máxima pendiente	Limitante cuando se usa el cazo; no tanto con el apero ahoyador	No existen	Retroexcavadora: media Retroaraña: no existen	Bueno	Reducido	Protectora, productora
Mecanizado con *ripper*	No existen	> 60%	Limitante	No existen	No existen	Escaso; riesgo de generación de regueros	Medio	Protectora
Mecanizado con ahoyadora	No existen	Los propios del tractor donde se acople	Limitante	No se aconseja en arcilloso o muy arenoso	Media	Escaso	Reducido	Enriquecimiento, densificación, riberas, terrenos agrícolas
Banqueta con microcuenca	No existen; preferentemente con el suelo en tempero	> 55-60% en líneas de máxima pendiente	Limitante cuando se usa el cazo; no tanto con el apero ahoyador	No existen	Media	Muy bueno	Reducido	Protectora, productora
Banquetas con pico mecánico	No existen; preferentemente con el suelo en tempero	> 45%	No limitante	No existen	Media por el movimiento del compresor por el monte	Escaso, aunque superior al ahoyado manual	Reducido	Enriquecimiento, densificación, repoblación ornamental

Método de preparación	Limitaciones según el medio					Efectos		Objetivo de la repoblación
	Clima	Pendiente	Pedregosidad del perfil	Suelo	Accesibilidad	Efecto hidrológico	Impacto paisajístico	
Subsolado lineal	No existen; preferentemente con el suelo seco	Tractor de cadenas: > 35% en curvas de nivel	Limita el número de rejones que puede usarse	No existen; preferentemente en calizos y evolucionados	No existen	Bueno	Medio	Protectora, productora
Acaballonado superficial	No existen; evitar los suelos encharcados o muy húmedos	> 35%	Limita el número de rejones que puede usarse	No se aconseja en superficiales y de naturaleza caliza	No existen	Bueno	Alto	Protectora
Acaballonado con desfonde	No existen; evitar los suelos encharcados o muy húmedos	Tractor de cadenas: > 30%	Limitante	No se aconseja en superficiales y de naturaleza caliza	No existen	Bueno	Medio	Protectora, productora
Aterrazado	No existen; recomendados en zonas de alta torrencialidad	> 60%	Limitante si la rocosidad es elevada	No se aconseja en suelos evolucionados o maduros; preferentemente en suelos silíceos poco evolucionados	No existen	Muy bueno	Muy alto	Protectora, productora
Laboreo pleno	No existen	> 10%	Limitante	No se aconseja en suelos evolucionados o maduros y de naturaleza caliza	No existen	Bueno	Muy alto	Protectora, terrenos agrícolas
Acaballonado superficial completo	No existen; evitar los suelos encharcados o muy húmedos	> 15%	Limita el número de rejones que puede usarse	No se aconseja en superficiales y de naturaleza caliza	No existen	Bueno	Alto	Productora
Subsolado pleno y cruzado	No existen; preferentemente con el suelo seco	> 10%	Limita el número de rejones que puede usarse	No existen; preferentemente calizos y evolucionados	No existen	Bueno	Medio	Productora
Acaballonado completo en llano	No existen	> 10%	Limitante	No se aconseja en superficiales y de naturaleza caliza	No existen	Bueno o muy bueno	Bajo	Productora, terrenos agrícolas

Resumen de los procedimientos de preparación del suelo

AHOYADOS, HOYOS	
Definición	Creación de cavidades individuales de dimensión variable. Procedimiento puntual, sin inversión de horizontes, manual o mecanizado y de profundidad media/alta.
Modo de ejecución	► actual: mecanizado con retroexcavadora o retroaraña, *ripper* y ahoyadora en toma de fuerza ► en desuso: manual con azada, barrón, plantamón y ahoyadora manual
Efectos	► sobre la planta: no mejora la supervivencia ni el desarrollo ► hidrológicos: no reduce notablemente la escorrentía ► sobre la calidad del perfil: no mejora la calidad del perfil, ni en la profundidad ni en la permeabilidad ► sobre el paisaje: no tiene ningún efecto
Época de ejecución	► con tempero, otoño y primavera
Condicionantes	► pendiente: no ► pedregosidad del perfil: sí, sólo en mecanizado con *ripper* ► pedregosidad superficial: no ► permeabilidad: sí, en manual con barrón y en mecanizado con barrena ► matorral: no; realiza desbroce asociado o simultáneo

BANQUETAS	
Definición	Remoción, sin extracción de la tierra, de un prisma orientado en curva de nivel, de 60 a 120 cm de largo, de 40 a 60 cm de ancho y profundidad superior a 60 cm. Admite la ejecución de regueros con azada, oblicuos en 45º, en la parte superior, denominándose en este caso con banquetas con microcuenca. Procedimiento puntual, sin inversión de horizontes, mecanizado con complemento manual y de profundidad alta.
Modo de ejecución	► actual: mecanizado con retroexcavadora o retroaraña ► en desuso: mecanizado con pico mecánico
Efectos	► sobre la planta: favorables por la mejora de la permeabilidad y, en su caso, aumento de profundidad ► hidrológicos: con microcuenca mejora notablemente el efecto de anulación de escorrentía frente a los ahoyados ► sobre la calidad del perfil: mejora la permeabilidad y profundidad, aunque de modo localizado ► sobre el paisaje: se visualizan más que los hoyos y raspas, pero con matorral no son visibles
Época de ejecución	► con tempero, otoño y primavera
Condicionantes	► pendiente: no si se usa retroaraña ► pedregosidad del perfil: no ► pedregosidad superficial: no ► permeabilidad: no ► matorral: no; implica desbroce puntual por arranque asociado

SUBSOLADO	
Definición	Realización de cortes en el suelo perpendiculares a la superficie o verticales, según tipos de apero, de una profundidad de 60 a 100 cm, dados generalmente en curva de nivel, que no alteran el orden de los horizontes, mediante un apero denominado subsolador o *ripper*. Procedimiento lineal, sin inversión de horizontes, mecanizado y de profundidad alta. En caso de subsolado cruzado se considera procedimiento areal o a hecho.
Modo de ejecución	► mecanizado con tractor de cadenas convencional
Efectos	► sobre la planta: muy favorables por mejorar la extensión lateral y en profundidad del sistema radical ► hidrológicos: muy favorables por anular escorrentía al aumentar la velocidad de infiltración y facilitar la entrada del agua a capas profundas del perfil ► sobre la calidad del perfil: resuelve problemas de escasa profundidad, mejora la permeabilidad y la capacidad de retención de agua, acelera la alteración física ► sobre el paisaje: es una labor de muy escasa visualización
Época de ejecución	► con suelo seco, julio, agosto y septiembre, condicionada por riesgo de incendios
Condicionantes	► pendiente: sí, en curva de nivel, de 0 a 35 % con tractor de cadenas, de 35 a 55% con tractor de alta estabilidad ► pedregosidad del perfil: sí, la pedregosidad de gran tamaño puede aconsejar usar un solo rejón por pasada ► pedregosidad superficial: sí, junto con afloramientos rocosos, puede ser causa de exclusión ► permeabilidad: no, no son eficaces, aunque no perjudiciales, en presencia de horizontes argílicos ► matorral: sí; no tiene efecto sobre el matorral y requiere un desbroce previo si hay alta espesura

ACABALLONADO SUPERFICIAL	
Definición	Este procedimiento, que también se denomina terraza volcada, es la combinación en una misma faja de un decapado y un subsolado, ejecutados en curva de nivel. Procedimiento lineal, sin inversión de horizontes en profundidad aunque con remoción de los 5 a 10 cm superficiales, mecanizado y de profundidad alta. Practicado sin entrefajas es un procedimiento a hecho y se denomina acaballonado superficial completo.
Modo de ejecución	► mecanizado con tractor de cadenas convencional o con tractor de alta estabilidad
Efectos	► sobre la planta: muy favorables por mejorar extensión del sistema radical y reducir competencia de matorral ► hidrológicos: favorables por anular la escorrentía al aumentar velocidad de infiltración y favorecer la entrada del agua a capas profundas del perfil por el subsolado. El caballón retiene y el decapado perjudica ► sobre la calidad del perfil: resuelve problemas de escasa profundidad, mejora la permeabilidad y la capacidad de retención del agua, acelera la alteración física ► sobre el paisaje: notable visualización por alternancia de bandas de diferente color, menor efecto en acaballonado completo
Época de ejecución	► con suelo seco, julio, agosto y septiembre, condicionada por riesgo de incendios

ACABALLONADO SUPERFICIAL	
Condicionantes	► pendiente: sí, en curva de nivel, de 0 a 35 % con tractor de cadenas ► pedregosidad del perfil: sí, la pedregosidad de gran tamaño puede aconsejar usar un solo rejón por pasada ► pedregosidad superficial: sí, junto con afloramientos rocosos, puede ser causa de exclusión ► permeabilidad: no, no son eficaces, aunque no perjudiciales, en presencia de horizontes argílicos ► matorral: no, cubre el objetivo de reducir la invasión posterior del matorral y realizar un desbroce eficiente y duradero

ACABALLONADO CON DESFONDE	
Definición	Formación de lomos de tierra o caballones, según curva de nivel, de diferente anchura y altura en función del tamaño del apero, a base de hacer pasar arados de vertedera, lo que a su vez deja un surco o canal en la zona aguas arriba del caballón que se ha formado con la tierra extraída del surco. Procedimiento lineal, con inversión de horizontes, mecanizado con tractor y de profundidad alta. Permite la plantación simultánea.
Modo de ejecución	► actual: mecanizado con tractor de cadenas de más de 200 CV de potencia equipado con un arado forestal de vertedera bisurco y reversible, modelo Alchi o equivalente. El arado es forestal porque es de gran tamaño, lo que permite alcanzar una profundidad de labor de hasta 70 cm. El acaballonado realizado por el equipo Foresta se asemeja a este procedimiento. Ambos tienen una aplicación práctica actual muy limitada pero son de interés cuando se dan las condiciones adecuadas ► en desuso: un antecedente del acaballonado con desfonde fue el acaballonado con arado Brabant de tracción animal (bueyes o mulas) que se aplicó a mediados del siglo XX
Efectos	► sobre la planta: favorables por los efectos hidrológicos o sobre el perfil ► hidrológicos: favorables por mejora de la velocidad de infiltración y por cambio de la fisiografía superficial ► sobre la calidad del perfil: mejora la profundidad y permeabilidad, pero invierte horizontes ► sobre el paisaje: es visualizable la alternancia de bandas desbrozadas y sin desbrozar
Época de ejecución	► con tempero, en otoño, invierno y principio de primavera, a la vez que la plantación
Condicionantes	► pendiente: sí, hasta el 30% con tractor convencional ► pedregosidad del perfil: sí ► pedregosidad superficial: sí ► permeabilidad: sí, únicamente es de aplicación en suelos silíceos poco evolucionados y de texturas francas a arenosas ► matorral: sí, permite hacer un desbroce por arranque y lineal simultáneo si el matorral es poco espeso, en otro caso, requiere desbroce previo por trituración

ATERRAZADO CON SUBSOLADO	
Definición	Formación de terrazas o plataformas horizontales o con contrapendiente en una ladera, según curvas de nivel, mediante la ejecución de un desmonte y un terraplén, con anchura suficiente para la circulación del tractor que la construye y que son subsoladas en toda su longitud. Procedimiento lineal, con inversión de horizontes y modificación de la fisiografía superficial, mecanizado y de profundidad alta. Realiza desbroce simultáneo.
Modo de ejecución	► tractor de cadenas de más de 160 CV de potencia provisto de una hoja *dozer* con movimientos *angle* y *tilt* y de un *ripper* o subolador trasero de elevación hidráulica, dotado de uno o dos rejones. La anchura de la hoja condiciona la de la plataforma
Efectos	► sobre la planta: favorables por mejora de permeabilidad y efecto hidrológico, al margen de plantación mecanizada ► hidrológicos: los más altos y eficientes por modificación de la fisiografía superficial y efecto del subsolado ► sobre la calidad del perfil: si se aplica en perfiles no adecuados puede perjudicar la calidad, en otro caso, favorable ► sobre el paisaje: muy notable y permanente
Época de ejecución	► preferible tiempo seco, verano
Condicionantes	► pendiente: sí, se debe limitar a pendientes entre 35% y 60% ► pedregosidad del perfil: no, sí la escasa profundidad ► pedregosidad superficial: no, pero los afloramientos rocosos lo descartan ► permeabilidad: no, se mejora ► matorral: no, implica desbroce asociado por arranque

LABOREO PLENO	
Definición	Labor similar a la de los laboreos que se utilizan en el campo agrícola, removiendo toda la superficie del terreno. Procedimiento a hecho, con inversión de horizontes, mecanizado y de profundidad media/alta según el apero. Realiza desbroce simultáneo. Es procedimiento obligado en siembras completas a voleo.
Modo de ejecución	► tractor agrícola de neumáticos de más de 50 CV de potencia, con arados de vertedera o de discos, de diferentes anchuras de labor y pesos
Efectos	► sobre la planta: limitados ► hidrológicos: escasos y puede resultar perjudicial ► sobre la calidad del perfil: salvo en antrosoles y planosoles, puede ser inconveniente ► sobre el paisaje: no tienen visualización por ser a hecho
Época de ejecución	► con tempero, en otoño o primavera
Condicionantes	► pendiente: sí, hasta el 20% para que se pueda aplicar en curva de nivel ► pedregosidad del perfil: sí, en caso de aflorar pedregosidad inferior puede ser inconveniente ► pedregosidad superficial: sí, limitante ► permeabilidad: no, indiferente, la escasa profundización puede mantener encharcamientos ► matorral: sí, sirve para desbroces de matorral de escasa espesura, en otro caso, requiere roza previa

ACABALLONADO COMPLETO EN LLANO	
Definición	Subsolado profundo y en la formación de unos caballones de aproximadamente 60 cm de altura con el abrezanjas mediante dos pasadas, una a cada lado del eje del caballón, haciéndose una vertiente del mismo a la ida y otra a la vuelta. El terreno queda alterado en toda la superficie, ondulado y completamente desbrozado. El agua circulará por los surcos y la plantación se puede realizar en lo alto del caballón. Procedimiento a hecho, con inversión de horizontes y modificación de la fisiografía superficial, mecanizado con tractor y de profundidad alta.
Modo de ejecución	► actual: mecanizado con retroexcavadora o retroaraña, *ripper* y ahoyadora en toma de fuerza ► en desuso: manual con azada, barrón, plantamón y ahoyadora manual
Efectos	► sobre la planta: favorables por la mejora del perfil y por evitar el encharcamiento ► hidrológicos: no procede, sólo se aplica en llano ► sobre la calidad del perfil: mejora la permeabilidad escasa y la profundidad, obstáculo insalvable de otro modo por encharcamientos intermitentes ► sobre el paisaje: no procede, se aplica en llanos
Época de ejecución	► con tempero, en otoño, invierno y principio de primavera, a la vez que la plantación
Condicionantes	► pendiente: sí, se aplica sólo en suelos llanos ► pedregosidad del perfil: sí, no suele aparecer, pero si existe, se puede recomendar un único rejón ► pedregosidad superficial: sí, no suele aparecer, pero sí es limitante junto con afloramientos rocosos ► permeabilidad: no, es indicado en casos de planosolización y podsolización, para anular encharcamientos ► matorral: no, produce desbroce asociado a hecho y por arranque

BIBLIOGRAFÍA

Abascal J (1997) Nueva trampa de agua que evita la erosión. Aplicable a repoblaciones forestales, dehesas y pastizales. Montes 47:17-21

Alegría A, Ayala JL, Fuente A, *et al.* (1977) Plantación manual de resinosas a raíz desnuda. En: Navarro Garnica M (ed) Técnicas de forestación 1975. ICONA, Madrid, pp 107-114

Archibold OW, Acton C, Ripley EA (2000) Effect of site preparation on soil properties and vegetation cover , and the growth and survival of white spruce (Picea glauca) seedlings, in Saskatchewan. Forest Ecol Manag 131:127-141

Arenas S, Riveiro A (1997) Método de repoblación manual en fajas en montes de la provincia de Lugo: marras y posibles causas. Cuad Soc Esp Cienc For 4:127-134

Arnó J, Correal E, Masip J (2000) Rendiments i costos de maquinària per a repoblacions forestals. En: Agència Local de Desenvolupament Forestal (ed) Estudis previs per a l'elaboració de projectes a les àrees cremades per l'incendi forestal de 1998. Agència Local de Desenvolupament Forestal, Barcelona, pp 33-74

Asociación Española de Ingeniería del Paisaje (2016) Paisajismo. Base de Precios. http://www.basepaisajismo.com

Bai W, Zhang H, Liu B, *et al.* (2010) Effects of super-absorbent polymers on the physical and chemical properties of soil following different wetting and drying cycles. Soil Use Manag 26:253-260

Bará S (1990) Fertilización forestal. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela

Barberá GG, Martínez-Fernández F, Álvarez-Rogel J, *et al.* (2005) Short- and intermediate-term effects of site and plant preparation techniques on reforestation of a Mediterranean semiarid ecosystem with Pinus halepensis Mill. New Forest 29:177-198

Bello M (1995) Proyecto de repoblación forestal en el monte no 278 de CUP, La Sierra y Fuente Larica, situado en término municipal de El Cañavate (Cuenca). Universidad Politécnica de Madrid, Madrid

Binkley D, Fisher R. (2013) Life in forest soils. En: Binkley D, Fisher R (eds) Ecology and Management of Forest Soils. John Wiley and Sons, pp 77-98

Bocio I, Navarro F, Ripoll M, *et al.* (2004) Holm oak (Quercus rotundifolia Lam.) and Aleppo pine (Pinus halepensis Mill.) response to different soil preparation techniques applied to forestation in abandoned farmland. Ann Forest Sci 61:171-178

Boczoń A, Michal W, Ptach W (2009) Effects of hydrogel application on growth of seedlings on unproductive forest areas. Ekologija 55:9-19

Braquehais A, Carrasco Á, Parra JL, *et al.* (1977) Aterrazado con subsolado. En: Navarro-Garnica M (ed) Técnicas de forestación 1975. ICONA, Madrid, pp 71-77

Castroviejo S, García-Dory MÁ, Martínez-Vicente S, Prieto F (1985) Política forestal en España (1940-1985) ¿Producción o conservación? Quercus 19:5-30

Cuevas Y, Jerez M, Jovellar L, *et al.* (1995) Manual de forestación. Junta de Castilla y León, Valladolid

Díaz de Paz A, González-Palacios R, Peralta J (1977) Subsolado lineal. En: Navarro-Garnica M (ed) Técnicas de forestación 1975. Madrid, pp 61-65

Díaz E (1992) Efecto de la adicción de residuos urbanos en la regeneración de suelos degradados como medio de control de la desertificación. Universidad de Murcia, Murcia

Fernández-González F (1986) Los bosques mediterráneos españoles. Ministerio de Obras Públicas, Madrid

Fonseca F, de Figueiredo T, Martins A (2011) Survival and early growth of mixed forest stands installed in a Mediterranean Region: Effects of site preparation intensity. Forest Ecol Manag 262:1905-1912

Fuentes D, Valdecantos A, Llovet J, *et al.* (2010) Fine-tuning of sewage sludge application to promote the establishment of Pinus halepensis seedlings. Ecol Eng 36:1213-1221

Gandullo JM (1985) Ecología vegetal. Fundación Conde Valle de Salazar, Madrid

Gandullo JM, Serrada R (1993) Problemática de los suelos agrícolas de cara a su forestación. Técnicas de preparación del suelo. Montes 33:122-127

Garcia-Franco, N., Wiesmeier, M., Goberna, M., Martínez-Mena, M., & Albaladejo, J. (2014). Carbon dynamics after afforestation of semiarid shrublands: Implications of site preparation techniques. Forest Ecol Manag 319:107-115

García-Latorre J (1998) La preparación del terreno en zonas semiáridas. Montes 51:70-74

García Salmerón J (1995) Manual de repoblaciones forestales II. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid

Gómez de la Calle M, García-Salvador R (1977) Subsolado pleno. En: Navarro-Garnica M (ed) Técnicas de forestación 1975. ICONA, Madrid, pp 87-90

González-Barberá G, Martínez-Fernández F, Albadalejo J, Castillo V (2004) Efectos de las técnicas de preparación del suelo y de la planta en repoblaciones con Pinus halepensis en medios mediterráneos semiáridos: resultados de un ensayo a corto y medio plazo. Cuad Soc Esp Cienc For 129:125-129

Grossnickle SC (2005) Importance of root growth in overcoming planting stress. New Forest 30:273-294

Grupo Tragsa (2011) Tarifas 2011 para encomiendas al Grupo Tragsa sujetas a impuestos. En: Tragsa. http://www.tragsa.es/es/el-grupo/regimen-juridico/Paginas/tarifas.aspx

Hueso-González P, Martínez-Murillo J F, Ruiz-Sinoga,J D (2016) Effects of topsoil treatments on afforestation in a dry Mediterranean climate (southern Spain). Solid Earth 7(5):1479

Hüttermann A, Zommorodi M, Reise K (1999) Addition of hydrogels to soil for prolonging the survival of Pinus halepensis seedlings subjected to drought. Soil Till Res 50:295-304

Linares R, Rosell J, Pallí L, Roqué C (2002). Afforestation by slope terracing accelerates erosion. A case study in the Barranco de Barcedana (Conca de Tremp, NE Spain). Environmental Geology 42(1):11-18

Löf M, Dey DC, Navarro RM, Jacobs DF (2012) Mechanical site preparation for forest restoration. New For 43:825-848

Löf M, Ersson BT, Hjältén J, Nordfjell T, Oliet J, Willoughby I (2015) Site preparation techniques for forest restoration. En: Stanturf J (ed) Restor. Boreal Temp. For. Second Ed. CRC Press, Boca Ratón, EEUU, pp 85-102

Márquez L (2000) Subsoladores y descompactadores. Agrotecnia 10:36-41

Márquez L (2004) Maquinaría agrícola. Blake y Hesley España, Madrid

Martínez-Artero J, Juanes F, García-Robredo F, *et al.* (1997) Diseño de un método de repoblación hidrológico-forestal en zonas áridas y semiáridas: cuencas de contorno discontinuas. En: Sociedad Española de Ciencias Forestales (ed.), 2 Congreso Forestal Español, Pamplona, Tomo III, pp 407-412

Masip J, Arnó J (1993) Diseño de un prototipo de cabezal mullidor para repoblaciones forestales. En: Sociedad Española de Ciencias Forestales (ed.), 1 Congreso Forestal Español, Pontevedra, Tomo II, pp 405-409

Mongil J, Bengoa J (1997) Seguimiento del contenido de humedad del suelo en distintos métodos de preparación del suelo para repoblaciones forestales (ahoyado mecanizado y subsolado lineal a nivel). En: Sociedad Española de Ciencias Forestales (ed.), 2 Congreso Forestal Español, Pamplona, Tomo III, pp 419-424

Mongil J, Martínez de Azagra A (2006) Diseño de repoblaciones forestales en zonas áridas: tamaño del microembalse y relación entre el área de impluvio y el área de recepción. Investigaciones Geográficas 40:201-226

Montero de Burgos JL, González Rebollar JL (1983) Diagramas bioclimáticos. ICONA. Madrid. Actualmente operativos en http://diagramasbioclimaticos.com/

Navarro F, Ripoll M, Bocio I *et al.* (2004) Métodos de preparación del suelo para la forestación de tierras agrarias y su influencia en la evolución de la vegetación natural en ambientes semiáridos. En: Junta de Andalucía (ed) Forestación en paisajes agrarios. Junta de Andalucía, Granada, pp 119-146

Navarro FB, Ripoll MA, Jiménez NM, De Simón E, Valle F (2006) Vegetation response to conditions caused by different soil-preparation techniques applied to afforestation in semiarid abandoned farmland. Land Degrad Dev 17:73-87

Oliet J, Navarro-Cerrillo R, Contreras O (2003) Evaluación de la aplicación de tubos y mejoradores en repoblaciones forestales. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla

Palacios G, Navarro Cerrillo R, del Campo A, Toral M (2009) Site preparation, stock quality and planting date effect on early establishment of Holm oak (Quercus ilex L.) seedlings. Ecol Eng 35:38-46

Palacios G, Navarro-Cerrillo RM, Toral M (2008) Site preparation, stock quality and planting date effect on early establishment of Holm oak (Quercus ilex L .) seedlings. Ecol Eng 5:38-46

Pemán J, Navarro-Cerrillo R (1998) Repoblaciones Forestales. Universidad de Lleida, Lleida

Querejeta JI, Roldán A, Albaladejo J, Castillo V (2000) Soil physical properties and moisture content affected by site preparation in the afforestation of a semiarid rangeland. Soil Sci Soc Am J 64:2087-2096

Querejeta JI, Roldán A, Albaladejo J, Castillo V (2001) Soil water availability improved by site preparation in a Pinus halepensis afforestation under semiarid climate. Forest Ecol Manag 149:115-128

Riera J, Castell C (2000) Resultats del seguiment de les tècniques d erepoblació forestal provades a les àrees afectades per l'incendi de 1998 al Bages. Estudis previs per a l'elaboració de projectes a les àree cremades per l'incendi forestal de 1998. Agència Local de Desenvolupament Forestal, Barcelona, pp 75-88

Rojo F (1977) Acaballonado superficial. En: Navarro-Garnica M (ed) Técnicas de forestación 1975. ICONA, Madrid, pp 83-86

Romero-Díaz A, Belmonte-Serrato F, Ruiz-Sinoga JD (2010) The geomorphic impact of afforestations on soil erosion in southeast spain. Land Degrad Dev 21:188-195

Romero C (1993) Teoría de la decisión multicriterio: conceptos, técnicas y aplicaciones. Alianza Editorial, Madrid

Ruiz F, Soria F, Toval G (2001) Ensayos de preparación del terreno para el establecimiento de masas clonales de Eucalyptus globulus (Labill.) en distintos suelos de la provincia de Huelva. En: Sociedad Española de Ciencias Forestales (ed.), 3 Congreso Forestal Español, Granada, Tomo III, pp 117-124

Ruiz-Sinoga JD, Romero-Díaz A, Belmonte-Serrato F, Alonso-Sarría F (2011) Gullies development in afforested slopes in Southeastern Spain. Landform Analysis 17:173-176

Sánchez-Pulido J, Segovia JA (1977) Casillas. En: Navarro-Garnica M (ed) Técnicas de forestación 1975. ICONA, Madrid, pp 43-46

Saquete A, Lledó MJ, Escarré A, Ripoll MA, de Simón E (2006) Effects of site preparation with micro-basins on Pinus halepensis Mill. afforestations in a semiarid ombroclimate. Ann For Sci 63:15-22

Segura C, Jiménez M N, Nieto O, Navarro F B, Fernández-Ondoño E (2016) Changes in soil organic carbon over 20 years after afforestation in semiarid SE Spain. Forest Ecol Manag 381:268-278

Serrada R (2000) Apuntes de repoblaciones forestales. Fundación Conde del Valle de Salazar-Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal, Madrid

Serrada R, Mintegui J, Robredo JC, *et al.* (1997) Formación de escorrentías con lluvias torrenciales simuladas, en parcelas con diferentes cubiertas vegetales y distintas preparaciones del suelo para las repoblaciones forestales. En: Sociedad Española de Ciencias Forestales (ed.), 2 Congreso Forestal Español, Pamplona, Tomo I, pp 605-610

Siegel-Issem CM, Burger J, Powers R, *et al.* (2005) Seedling root growth as a function of soil density and water content. Soil Sci Soc Am J 69:215-226

Simón E de (1990) Restauración de la vegetación en cuencas mediterráneas: repoblaciones en zonas áridas. Ecología Fuera de Serie:401-427

Simón E de, Ripoll M, Bocio I, *et al.* (2004) Microcuencas: una técnica de preparación del suelo aplicada a la forestación de tierras agrarias. En: de Simón E, Ripoll M., González-Rebollar J. (eds) Forestación en paisajes agrarios. Junta de Andalucía, Granada, pp 95-118

Simón E de, Ripoll M, Fernánez-Ondoño E, *et al.* (2006) Eficacia de las microcuencas en la supervivencia del pino carrasco (Pinus halepensis Mill.) y de la encina (Quercus ilex L. subsp. ballota (Desf .) Samp.) en distintos ambientes mediterráneos. Invest Agrar Sist Recur For 15:218-230

Soriano A (1956) Los aperos y motores de sangre, en los trabajos de repoblación forestal. Montes 339-424

Torre M (1995) Repoblación forestal. Preparación del terreno mediante el método de ahoyado mecanizado con buldozer y rejón modificado. Montes 41:37-43

Vivar A, Fernández-Yuste J, Roldán M (1994) Efectos sobre la infiltración de las labores de preparación del suelo para la reforestación. En: Arnáez J, García-Ruiz J, Gómez-Villar A (eds) III Reunión Geomorfología. Logroño, pp 173-185

Weber F, Stoney C (1986) Reforestation in arid lands. VITA, Arlington

Wishmeier WH, Smith DD (1978) Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. Agriculture Handbook 537. USDA, Washington

Zazo J, García J, Gómez V, *et al.* (1993) Propuesta de metodología para el ensayo de precipitación artificial en la comprobación de la eficacia protectora de las cubiertas vegetales y de las labores en el suelo. En: Sociedad Española de Ciencias Forestales (ed.), 1 Congreso Forestal Español, Pontevedra, Tomo III, pp 151-156

Capítulo 14 - Anexo
Preparación del suelo y economía del agua

Andrés MARTÍNEZ DE AZAGRA PAREDES

El efecto que tiene cualquier preparación del suelo a nivel hidrológico es el de un cambio temporal más o menos acusado y duradero que conviene saber estimar, especialmente en rodales de repoblación en donde la economía del agua y el riesgo de erosión hídrica jueguen un papel importante. Toda preparación del suelo incide en cuatro aspectos relevantes para la cuestión que aquí se trata: una alteración en la microtopografía original del terreno, un cambio en su capacidad de infiltración, una reducción de la vegetación preexistente y un cambio en la profundidad del perfil edáfico. Estos cuatro cambios están entrelazados y van a incidir en la futura disponibilidad hídrica del repoblado y en la erosión que se produzca por y tras la intervención. En buena lógica, los episodios de lluvia tras la preparación del suelo, en especial los del primer periodo vegetativo, harán que la intervención resulte o no acertada. En toda intervención sobre una ladera enferma existe una garantía de éxito y un riesgo de fracaso. El riesgo será pequeño y la garantía grande si la labor es acertada, es decir: si ha intervenido un buen forestal en vez de un mataladeras.

A lo largo de todo este capítulo gravita la idea de la importancia que tiene la economía del agua para el éxito de una repoblación. Y así es: la disponibilidad hídrica de los brinzales durante el primer año es fundamental para su arraigo y establecimiento; después también, pero al principio resulta crucial: es el ser o no ser de todo brinzal recién instalado o nacido. Una acertada preparación del suelo puede ayudar a ello de manera notable, aunque el éxito de la empresa siempre estará sujeto a cómo venga el año en cuanto a lluvias: una buena preparación del suelo no puede corregir un año penoso en precipitaciones; en cambio, un año generoso con lluvias pausadas y bien distribuidas puede soslayar graves defectos en la preparación del suelo, evitando muchas marras. En cuanto a la conveniencia de dar labores profundas, baste con refrendar todo lo comentado al comienzo de este capítulo 14.

Este anexo se centra en la hidrología de conservación de aguas (Martínez de Azagra *et al.* 2009 a), y explica el modelo hidrológico MODIPÉ (Martínez de Azagra 1996) aplicándolo a dos casos que pueden servir de referencia: banquetas con microcuenca y terrazas en contrapendiente. Un estudio de casos más amplio puede consultarse en la página electrónica www.oasification.com. En esta página también puede descargarse, de forma gratuita, el programa informático MODIPÉ (2.0).

1. Hidrología de conservación y recolección de agua

La hidrología de conservación de aguas es una rama de la hidrología de superficie cuyo objeto de estudio es la infiltración a escala local y la cuantificación de la disponibilidad hídrica existente en un punto del terreno. Parte del balance hídrico local (figura 14A.1) prestando especial interés en conseguir endorreísmo, es decir, en lograr que no se produzca escorrentía fuera del lugar ($E_{S2} = 0$ mm) mediante una buena preparación del suelo, perfilando pequeñas trampas de agua y promoviendo cosechas de agua en los derredores de las plantas que se van a introducir. Se trata de una estrategia básica para evitar la indigencia hídrica de los brinzales recién plantados. Lo importante no es el agua que se va y crea los hidrogramas en los ríos sino el agua que se queda en la ladera y nutre a la vegetación. Y si queda concentrada y se infiltra en las proximidades de los brinzales, ¡tanto mejor!

$$\text{Balance hídrico local:} \quad I = P - I_t - E + E_{S1} - E_{S2}$$

Esta ecuación expresa la conservación de la masa de agua de lluvia caída en una microcuenca. Esta microcuenca, sea natural o perfilada con la preparación del suelo, posee un área de impluvio, un área de recepción y un microembalse. Pese a la gran sencillez del planteamiento, la ecuación anterior tiene mucho calado, ya que permite comprender y resolver la mayoría de los procesos locales de desertificación. De ella surge el concepto de oasificación, antónimo de desertificación por aridez edáfica.

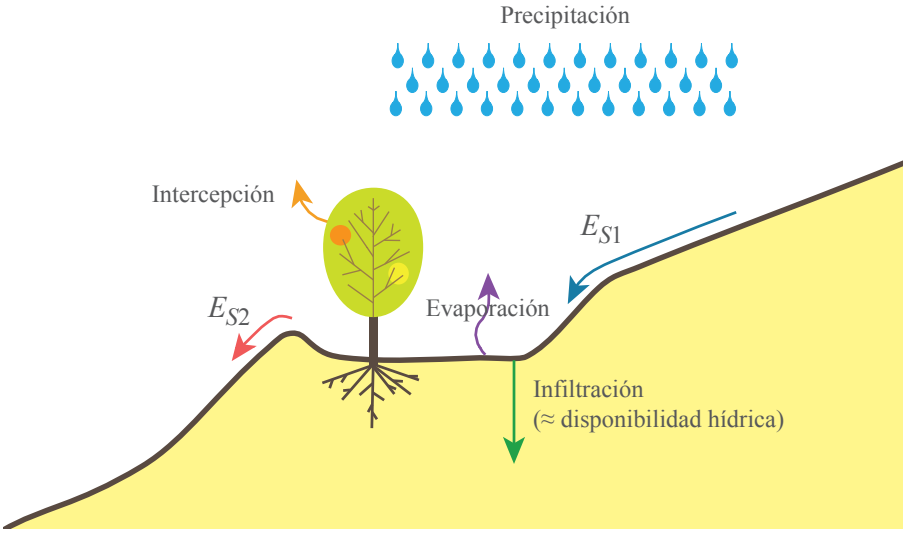


Figura 14A.1. Componentes del balance hídrico para modelizar la recolección de agua (P = precipitación; E_{S1} = agua que llega al lugar por escorrentía superficial; E_{S2} = agua que escapa del lugar por escorrentía superficial; I_t = intercepción; E = evaporación fisica desde la superficie del suelo; I = infiltración).

Para el caso de un terreno degradado, sin apenas vegetación, y si las trampas de agua a perfilar son pequeñas (se busca alterar el microrrelieve lo mínimo indispensable), se puede prescindir de la intercepción (I_i) y de la evaporación directa (E) en el balance, con lo que se llega a la ecuación de partida del modelo hidrológico MODIPÉ.

Balance hídrico local simplificado: $I = P + E_{S1} - E_{S2}$

Un sistema de recolección de agua (figura 14A.2) consiste en dos partes, un área donde se induce y genera la escorrentía superficial (el área de impluvio o de captación) y un área en donde se recogen y almacenan dichos aportes hídricos (el área de recepción o de almacenamiento). Es en esta área donde conviene realizar la siembra o la plantación. Los brinzales se desarrollarán mejor gracias al microclima favorable inducido en el área de recepción merced a las cosechas de agua ($E_{S1} > 0$ mm). El riesgo de marras por estrés hídrico se reduce mucho en los proyectos de forestación de laderas en zona seca, si se realiza una buena preparación del suelo que procure tales cosechas de agua al repoblado en sus primeros años de vida. Además, la recolección de agua lleva emparejada recolección de suelo, de nutrientes, de materia orgánica y de semillas.

La recolección de agua resulta primordial para la restauración de laderas en zonas secas (de Simón 1990; Lemus y Navarro 2003; Pizarro *et al.* 2003; de Simón *et al.* 2006). Conviene sistematizar los terrenos que se van a restaurar, creando áreas de impluvio y áreas de recepción. Se aprovecha la propia degradación del terreno para restaurarlo, ya que las cosechas de agua permiten un microclima local más húmedo en el área de recepción.

Muchos de los métodos de preparación del suelo descritos en este capítulo perfilan el terreno creando áreas de impluvio, áreas de recepción y/o alcorques: banquetas con microcuenca, acaballonados superficiales o con desfonde, subsolados lineales según curvas de nivel, aterrazados en contrapendiente, algunos sistemas de ahoyado que perfilen un alcorque (véanse las figuras 14A.3, 4, 5 y 6). A estas preparaciones habituales en el sector forestal español cabe añadir otras más propias del sector agrícola o aplicadas en otros países: zanjas de infiltración, estampado de suelos, pocetas contiguas, pileteos, zaïs, aserpiados, abancalados, andenes, barbechos con surco o camellón, subsolados con caballón, caballones semicirculares, caballones trapezoidales, etc. Todas estas técnicas de conservación de agua consiguen retener el agua de lluvia *in situ* o la redistribuyen levemente al conformar un área de impluvio, un área de recepción y una trampa de agua.

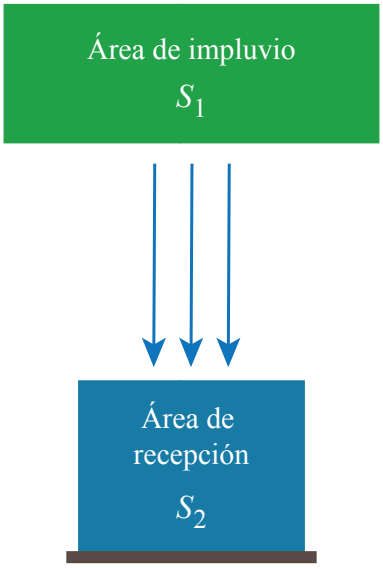


Figura 14A.2. Principio de la recolección de agua (modificado de Critchley y Siegert 1991).

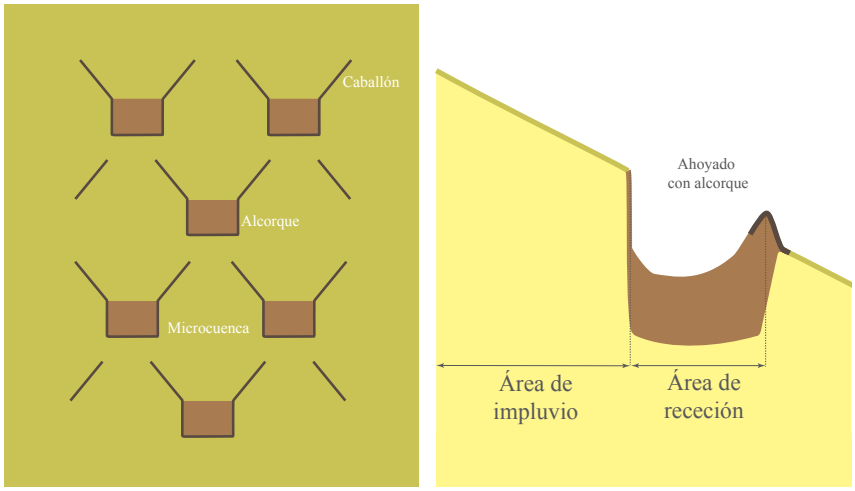


Figura 14A.3. Banquetas con área de impluvio y alcorque: vista en planta (izquierda) y sección por línea de máxima pendiente de una microcuenca (derecha).

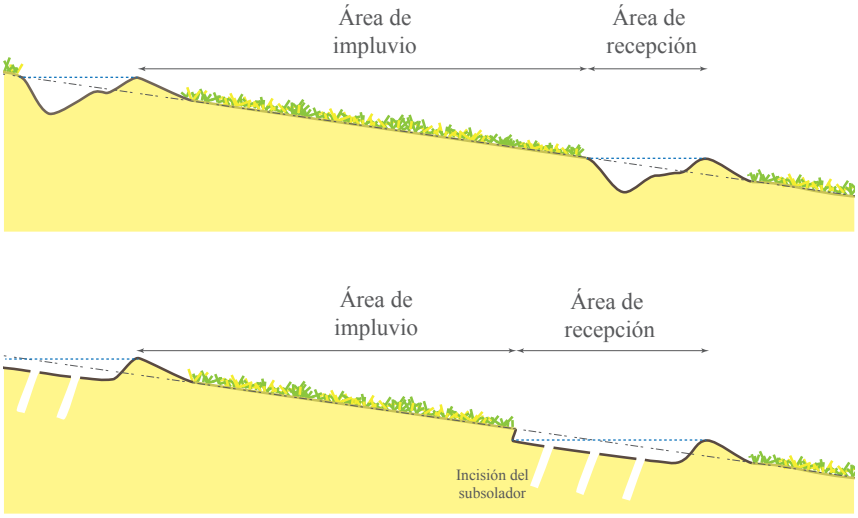


Figura 14A.4. Acaballonado con desfonde (arriba) y acaballonado superficial (abajo).

Con la sistematización primaria de una ladera lo que se hace es dividir la misma en una serie de unidades menores (microcuencas o unidades sistematizadas, y que, a ser posible, deben ser endorreicas). Ante episodios de lluvia extraordinarios, conviene perfilar en la ladera una red de drenaje que evacue los excedentes de agua de manera ordenada (red de sistematización secundaria) que sirve de protección a la parcelación primaria diseñada (Fernández Yuste 1989).

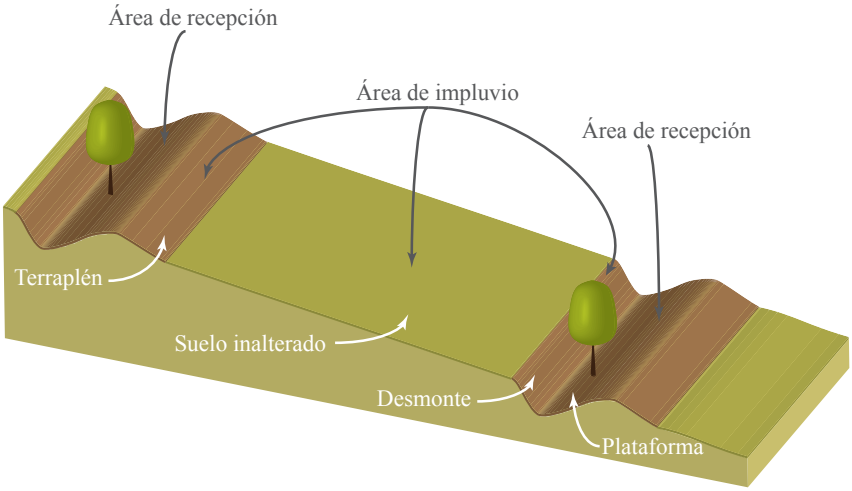


Figura 14A.5. Perspectiva con dos terrazas de absorción (o en contrapendiente).

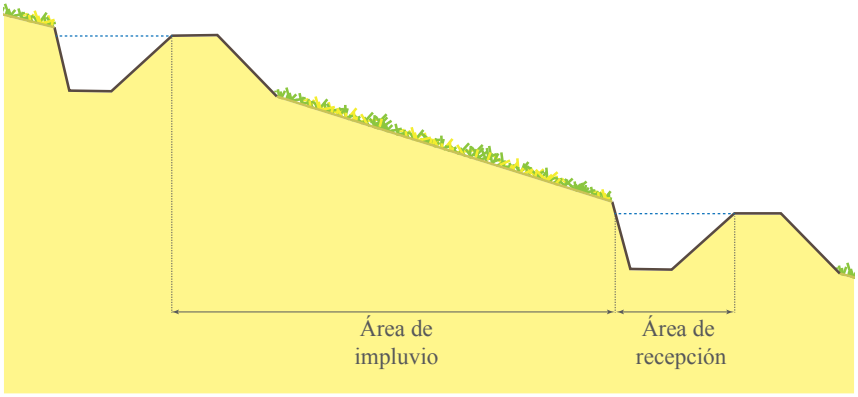


Figura 14A.6. Zanjas de infiltración.

En una ladera sistematizada, los aguaceros se pueden clasificar en cuatro grupos según el efecto que tengan en la economía del agua:

- Precipitación débil. Menor que la precipitación mínima ($P1$) que provoca escorrentía en el área de impluvio. No se produce recolección de agua. Toda el agua se aprovecha *in situ*.

$$\text{Si} \quad P \leq P1 \rightarrow E_{S1} = E_{S2} = 0 \text{ mm}$$

- Precipitación idónea. Comprendida entre la precipitación mínima ($P1$) y la precipitación límite ($P2$) que aún no provoca escorrentía fuera de la unidad sistematizada ($E_{S2} = 0$). La lluvia produce cosechas de agua ($E_{S1} > 0$).

$$\text{Si} \quad P1 < P \leq P2 \rightarrow E_{S1} > 0 \text{ mm} \text{ y } E_{S2} = 0 \text{ mm}$$

Toda la lluvia queda en la ladera, pero redistribuida de manera favorable para la repoblación, pues se concentra en el área de recepción gracias a la cosecha de agua que recibe desde el área de impluvio ($E_{S1} > 0$).

- Precipitación excesiva. Comprendida entre la precipitación límite ($P2$) y la precipitación máxima ($P3$), que aún puede ser evacuada de forma ordenada a través de la sistematización secundaria del terreno (a través de vertederos de demasías, sangradores, zanjas de desviación, cunetas de guardia, terrazas, etc.).

$$\text{Si} \quad P2 < P \leq P3 \rightarrow E_{S1} > 0 \text{ mm y } E_{S2} > 0 \text{ mm}$$

La unidad sistematizada no es endorreica frente a este aguacero ($E_{S2} > 0$). Se produce redistribución del agua de lluvia en favor del área de recepción, pero la infiltración (≈ disponibilidad hídrica) promedio en la ladera resulta inferior a la lluvia caída ($PROM < P$). También es inferior en el área de impluvio ($PIMP < P$) e, incluso, puede suceder que también lo sea en el área de recepción ($DESP < P$), sobre todo si el tamaño de la trampa de agua ($CAPA$) es pequeño en comparación con la lluvia caída.

- Precipitación dañosa. Cuando es superior a la que admite la sistematización secundaria ($P3$). Existe peligro de ruina de la parcelación por flujos incontrolados y erosivos.

$$\text{Si} \quad P > P3 \rightarrow E_{S1} > 0 \text{ mm y } E_{S2} > 0 \text{ mm}$$

Suele ser un chubasco perjudicial para la sistematización, para la repoblación y para la ladera en su conjunto.

Los datos de partida para poder modelizar el funcionamiento hídrico de una unidad sistematizada (una microcuenca) son siete: tres datos topográficos (superficie del área de impluvio (S_1), superficie del área de recepción (S_2) y capacidad de embalse del microrrelieve ($CAPA$)), dos datos hidrológicos (capacidad de infiltración del área de impluvio y capacidad de infiltración del área de recepción) y un dato hidráulico (la ecuación de descarga para las demasías de agua que escapan del microembalse), además de los datos meteorológicos sobre la precipitación o precipitaciones de cálculo.

Para estimar la escorrentía superficial (E_s) que genera un aguacero (P), la hidrología ofrece distintos métodos. El más directo y sencillo consiste en utilizar coeficientes de escorrentía (Lemus y Navarro 2003; Martínez de Azagra *et al.* 2009 a). En el extremo opuesto, los métodos más sofisticados utilizan ecuaciones de capacidad de infiltración que confrontan con el yetograma de la lluvia incidente para obtener así el yetograma neto. Aquí conviene ser pragmáticos y situarse en un punto intermedio. Vamos a acudir al método del número de curva (Ponce y Hawkins 1996; Mishra y Singh 2003; Hawkins *et al.* 2009) para estimar la escorrentía, porque dispone de unas tablas pormenorizadas de fácil uso. Algo similar ocurre con los modelos para estimar la erosión hídrica: hay muchos, pero siempre se acaba acudiendo al modelo USLE (Wischmeier y Smith 1978) por su practicidad y utilidad ingenieril.

La ecuación que determina la escorrentía superficial (E_S, en mm) que genera un aguacero (P, en mm) de acuerdo con el método del número de curva (en su versión uniparamétrica)

se escribe así:

$$E_s = (P - P_0)^2 / (P + 4P_0)$$

siendo P_0 el umbral de escorrentía (en mm), cantidad de lluvia a partir de la cual comienza la escorrentía. Dicho umbral depende directamente del número de curva (N) del lugar. En concreto:

$$P_0 = 0{,}2 \cdot (25400 - 254N) / N$$

El número de curva (N) es un número adimensional que puede tomar valores comprendidos entre 0 y 100. N es nulo si el terreno es tan permeable que no escurre agua ante ningún aguacero. Ésta es una situación extrema que no se da ni en arenales. Por el otro extremo, N vale 100 si la zona es totalmente impermeable (tejados sin goteras, pavimentos lisos e hidrófobos, etc.). Las laderas muy degradadas con suelos arcillosos y lisos (por ejemplo los *badlands*) pueden tener números de curva superiores a 90.

MODIPÉ es un modelo sobre recolección de agua basado en el método del número de curva. Estima la disponibilidad hídrica (≈ infiltración) en una ladera degradada antes y después de la intervención proyectada. Distingue entre áreas de impluvio y áreas de recepción. Contempla la posibilidad de crear trampas de agua (alcorques, caballones, banquetas, contrapendientes) en la ladera para que las unidades sistematizadas puedan retener toda la lluvia y la escorrentía del aguacero de cálculo (endorreísmo). En un principio, este modelo surgió para poder precisar mejor las hipótesis de escorrentía utilizadas en los diagramas bioclimáticos de Montero de Burgos y González Rebollar (1983). Posteriormente, fue extendido para su aplicación a las preparaciones del suelo que proponía de Simón (1990) para restaurar zonas áridas del sudeste español.

El modelo hidrológico MODIPÉ requiere los siguientes datos de entrada (figura 14A.7):

- el número de curva de la ladera actual, *NAC*
- el tamaño del área de impluvio, S_1 (en m^2)
- el tamaño del área de recepción, S_2 (en m^2)
- el número de curva del impluvio, *NI*
- el número de curva de la recepción, *NR*
- la capacidad de embalse, *CAPA* (en litros)
- los datos sobre las lluvias (P) y las condiciones previas de humedad del terreno (J = 1, 2 o 3).

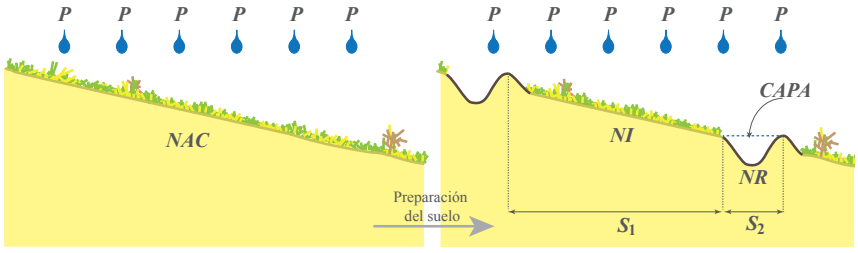


Figura 14A.7. Datos de entrada del modelo MODIPÉ. A la izquierda, la ladera degradada; a la derecha, la ladera intervenida.

Como resultado principal el modelo obtiene las disponibilidades hídricas de la ladera:

- sin la sistematización primaria: *ANTES* (en mm); valor que se calcula estimando su número de curva actual (*NAC*), número que será alto si la ladera está muy degradada.
- con la sistematización primaria proyectada:
  - en el área de impluvio: *PIMP* (en mm)
  - en el área de recepción: *DESP* (en mm)
  - en la unidad sistematizada: *PROM* (en mm)
  - MODIPÉ también calcula la capacidad mínima (*CAPAL*) que debe tener el alcorque para retener toda la escorrentía, es decir, para conseguir endorreísmo en la unidad sistematizada, y los umbrales de escorrentía y los números de curva asociados (para las tres condiciones de humedad que contempla el número de curva).

1.1. Sistematización primaria plena o sistematización primaria incompleta

Una sistematización primaria se denomina plena o completa cuando asegura que toda la escorrentía de la superficie puesta a disposición de cada planta (Sp = 10.000 / n; siendo n el número de brinzales plantados por hectárea) llegue a su área de recepción. En caso contrario, se habla de sistematización primaria incompleta o parcial. En esta última la obtención de cosechas de agua pasa a un segundo plano, puesto que una parte de la escorrentía generada en la ladera no se dirige hacia los alcorques, pudiéndose perder (véase la figura 14A.8).

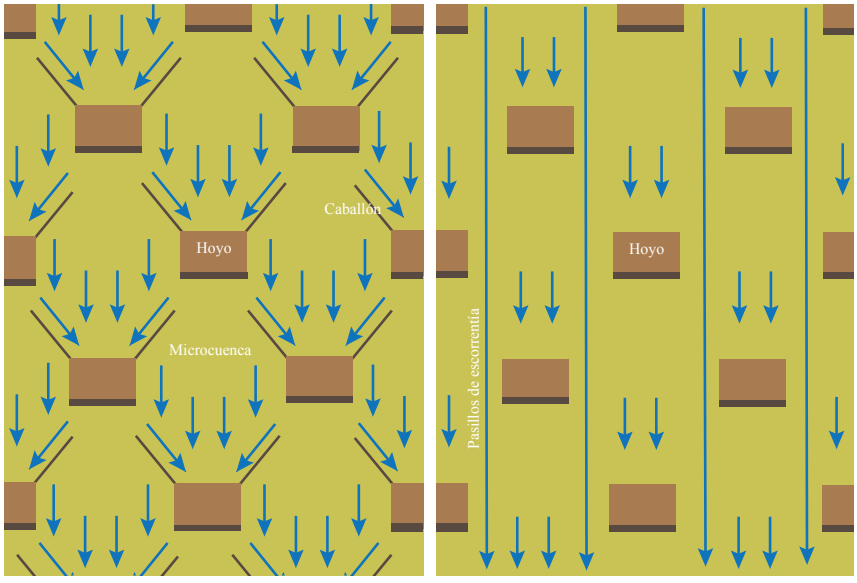


Figura 14A.8. Sistematización primaria plena (izquierda) e incompleta (derecha).

En parcelaciones completas, el tamaño de la unidad sistematizada (*S*) coincide con la superficie destinada a cada planta (*Sp*). No ocurre así en sistematizaciones primarias incompletas, pues existen pasillos de escorrentía (S_3) que reducen el tamaño de la unidad sistematizada respecto de la superficie puesta a disposición para cada planta (*Sp*).

- Para una sistematización primaria completa: $S = S_1 + S_2 = Sp$
- Para una sistematización primaria incompleta: $S = S_1 + S_2 < Sp$

$$Sp = S_1 + S_2 + S_3$$

Las preparaciones del suelo tales como el aterrazado en contrapendiente, el acaballonado, los subsolados con camellón, o las zanjas de infiltración crean sistematizaciones primarias completas. Por el contrario, todos los ahoyados con alcorque, pero sin caballones laterales, lomos o regueros guía que conduzcan la escorrentía hacia el hoyo, constituyen sistematizaciones primarias incompletas.

Para decantarse entre una u otra opción hay que estudiar tanto el clima del lugar (un año o una primavera de cálculo) como las condiciones hidrológicas de la ladera (sus números de curva: *NAC*, *NI* y *NR*). Fijada una disponibilidad hídrica objetivo para el repoblado (con el fin de evitar marras y/o conseguir buenos crecimientos) hay que decantarse por la alternativa que procure los aportes hídricos deseados ante la serie de precipitaciones de cálculo. Y esta decisión sólo puede hacerse de una manera fundamentada acudiendo a un modelo sobre recolección de agua como MODIPÉ. Cuanto más seco y torrencial sea un clima, cuanto mayores sean las necesidades hídricas que tenga la repoblación o cuanto más riesgo de erosión hídrica haya en la ladera, más convendrá reducir los pasillos de escorrentía. Por el contrario, en lugares con aridez moderada y baja torrencialidad de lluvias, en zonas en las que las cosechas de agua no sean necesarias, un simple ahoyado sin trampas de agua ni caballones guía puede ser la solución más acertada y económica (Martínez de Azagra *et al.* 2009 b).

Aplicación del modelo hidrológico MODIPÉ

Por razones de espacio, no vamos a concretar aquí todas las ecuaciones del modelo, que pueden consultarse en los trabajos ya mencionados, sino que vamos a plantear y resolver dos casos prácticos de preparación del suelo (banquetas con microcuenca y terrazas con contrapendiente).

A) Cálculo hidrológico de las banquetas con microcuenca

Los datos de la preparación del suelo que se analiza son los siguientes: i) hoyos grandes de 0,5 · 0,5 · 0,4 m^3 ($a \cdot b \cdot p$; ancho · largo · profundidad de suelo removido); ii) marco de plantación cuadrado con L = 3,5 m y D = 3,5 m (D = equidistancia entre hoyos en una misma línea de máxima pendiente; L = distancia entre líneas contiguas de hoyos). A cada hoyo se le dota con un alcorque de 75 litros de capacidad, perfilando unos lomos de tierra a su alrededor de 30 cm de altura ($CAPA \approx a \cdot b \cdot H = S_2 \cdot H = 0{,}5 \cdot 0{,}5 \cdot 0{,}3 = 0{,}075\ m^3 = 75$ L). Por medio de dos pequeños caballones laterales se asegura que todo el agua de escorrentía llegue a los hoyos (véanse las figuras 14A.3 y 14A.9).

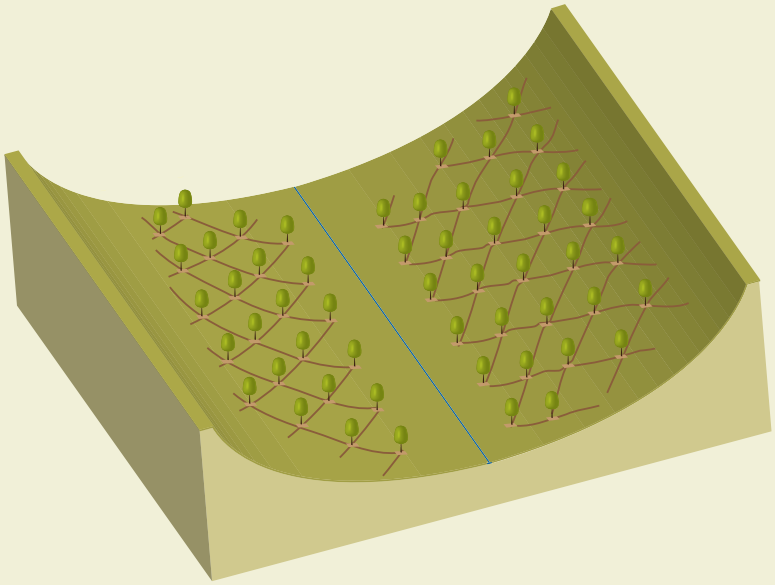


Figura 14A.9. Perspectiva de dos laderas sistematizadas mediante banquetas con microcuenca.

Las laderas en donde se realiza el ahoyado descrito están muy degradadas. El número de curva actual (antes de la intervención) vale 89 (NAC = 89, pastizal pobre en suelo de tipo D). El número de curva del área de impluvio coincide con el de la ladera actual ($NI = NAC$ = 89), ya que no se realiza labor alguna sobre dicho área. El número de curva en los hoyos se estima en NR = 93 (barbecho con residuos vegetales y condición hidrológica pobre en suelo de tipo D). Por la profundidad de suelo excavada al realizar el hoyo (p = 0,4 m) y si se ha realizado la labor a tempero, también podría trabajarse con NR = 90, correspondiente a un suelo de tipo C. Pero para los cálculos hemos decidido situarnos del lado de la seguridad (un planteamiento prudente de cara a comprobar el endorreísmo de las microcuencas proyectadas). Todos estos números de curva pueden obtenerse mediante el programa NUMCUR o consultando las tablas del método en cualquier libro de hidrología de superficie o, directamente, en internet.

En primer lugar, vamos a obtener las precipitaciones límite de esta preparación del suelo con ayuda del modelo hidrológico MODIPÉ. Los datos de entrada son los siguientes:

- Tamaño de la unidad sistematizada: $S = L \cdot D = 3{,}5 \cdot 3{,}5 = 12{,}25$ m^2.
- Densidad de repoblación: $n = 10000 / S = 816$ pies ha^{-1}.
- Área de recepción: $S_2 = a \cdot b = 0{,}5 \cdot 0{,}5 = 0{,}25$ m^2.
- Área de impluvio: $S_1 = S - S_2 = 12$ m^2.

Los demás datos se han facilitado con anterioridad y los introducimos en el programa informático (figura 14A.10).

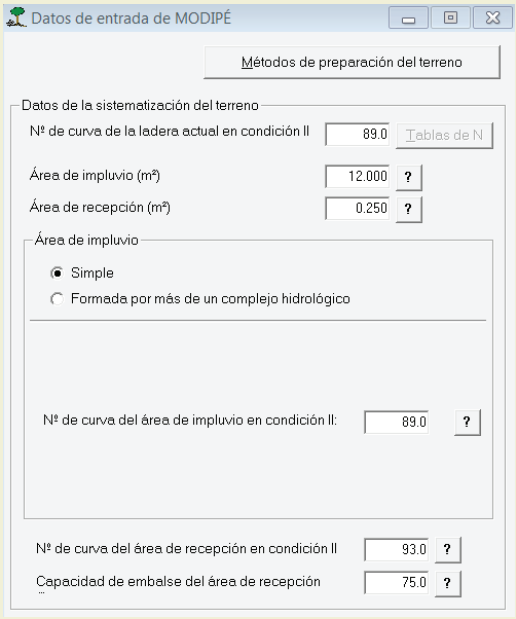


Figura 14A.10. Datos de entrada al programa MODIPÉ.

Antes de introducir datos sobre precipitaciones (por ejemplo, un chubasco con un determinado periodo de retorno o una serie de precipitaciones o las lluvias de un año vegetativo de referencia), el modelo facilita una información preliminar interesante; a saber: los números de curva y sus umbrales de escorrentía asociados. Como el método del número de curva considera tres situaciones posibles de humedad antecedente (que llueva sobre suelo seco o sobre suelo mojado o en un suelo con humedad intermedia) y como tenemos cuatro lugares en donde fijarnos (la ladera actual, el área de impluvio, el área de recepción y la microcuenca en su conjunto), la tabla numérica de datos puede superarnos a primera vista, pero enseguida nos haremos con ella (figura 14A.11).

Resultados

	S (m²)	N1	P0(1) (mm)	N2	P0(2) (mm)	N3	P0(3) (mm)
Ladera actual	—	77.3	14.9	89.0	6.3	94.9	2.7
Área de impluvio	12.000	77.3	14.9	89.0	6.3	94.9	2.7
Área de recepción	0.250	84.8	9.1	93.0	3.8	96.8	1.7
Unidad sistematizada	12.250	56.4	39.3	68.4	23.4	76.8	15.4

S: superficie
N(i): número de curva (en condición de humedad i)
P0(i): umbral de escorrentía (en condición de humedad i)

Datos de entrada

Figura 14A.11. Números de curva y umbrales de escorrentía para las tres condiciones de humedad (J) que contempla el método del número de curva: J =1 se refiere a suelo seco; J = 2 considera una humedad media; y J = 3 un suelo muy húmedo.

La ladera actual y el área de impluvio tienen el mismo comportamiento de escorrentía, pues poseen iguales números de curva: 89 (en condiciones medias de humedad; situación de partida a la que se refieren las tablas del número de curva); 77,3 (para suelos secos, por ejemplo en verano) y 94,9 (para suelos húmedos). Los umbrales de escorrentía son: 14,9 mm (en suelo seco), 6,3 mm (en suelo intermedio) y 2,7 mm (en suelo húmedo).

Merece la pena detenernos en la fila última de la tabla, pues describe el comportamiento de la microcuenca en su conjunto (área de impluvio más área de recepción con alcorque). Los números de curva de esta preparación del terreno valen: 56,4 (para suelo seco); 68,4 (para condiciones medias de humedad) y 76,8 (para suelo húmedo). Y los umbrales de escorrentía asociados son estos: 39,3 mm (suelo seco); 23,4 mm (condiciones medias) y 15,4 mm (si llueve sobre mojado). A estos últimos tres valores los solemos denominar precipitaciones límite. Siempre que la cantidad de lluvia del aguacero sea inferior a la precipitación límite, la microcuenca se comportará como endorreica ($E_{s2} = 0$), es decir: toda la lluvia se quedará en la ladera sistematizada, bien distribuida de manera uniforme (si el chubasco no genera escorrentía en el área de impluvio) o bien, concentrada en el área de recepción (si se produce recolección de agua).

Para afianzar estos conceptos, consideremos un aguacero primaveral, previo a la llegada del estío, de 20 L m^{-2} que cae sobre la ladera cuando el suelo tiene unas condiciones medias de humedad (J = 2). Si introducimos estos dos datos en el programa, el modelo hidrológico MODIPÉ nos ofrece los siguientes resultados (figura 14A.12):

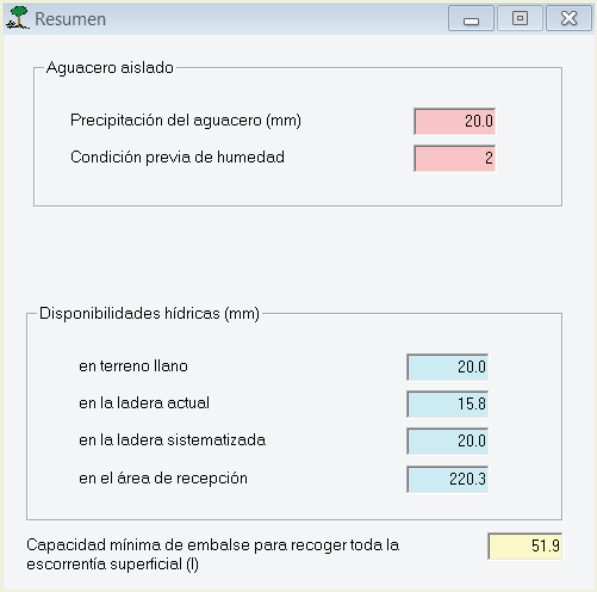


Figura 14A.12. Disponibilidades hídricas en las diferentes zonas a consecuencia de un aguacero de 20 L m^{-2}.

- La ladera degradada (antes de la intervención) aprovecha las tres cuartas partes del aguacero considerado (15,8 mm de los 20 que caen; es decir: 4,2 L m^{-2} se pierden por escorrentía, con la consiguiente erosión laminar que ello puede ocasionar).
- La microcuenca, en cambio, se comporta de manera endorreica ante esta precipitación. Prueba de ello es que la disponibilidad hídrica promedio de la ladera sistematizada coincide con la lluvia caída (20 L m^{-2}). También el hecho de que la capacidad del alcorque proyectado (*CAPA* = 75 L) sea mayor que la capacidad mínima necesaria para lograr endorreísmo (*CAPAL* = 51,9 L) apunta en la misma dirección.
- Por último, y eso es muy sustancial para el establecimiento de los brinzales, gracias a la recolección de agua se infiltrarán 220,3 mm de agua en la banqueta. Este algarazo de junio será un motivo de alegría para los brinzales plantados en las banquetas y para quien haya realizado la preparación del suelo descrita.

B) Cálculo hidrológico de un aterrazado en contrapendiente

Las laderas a repoblar se corresponden con un matorral-herbazal degradado de condición hidrológica pobre sobre un suelo somero y arcilloso de tipo D. Yendo a las tablas del método del número de curva (o usando el programa NUMCUR) obtenemos que *NAC* = 83, número que también vale para la interterraza, si en ella no se interviene.

Los valores medios de la geometría del aterrazado en contrapendiente que se proyecta se dan a continuación: i) pendiente de la ladera, $\gamma = 45\%$; ii) anchura de la explanación, $a = 2{,}5$ m; iii) talud en terraplén, $\beta = 60\%$; iv) talud en desmonte, $\alpha = 130\%$; v) contrapendiente de la explanación, $\delta = 5\%$ y vi) distancia horizontal entre los ejes de dos terrazas consecutivas, $D = 10$ m.

Se proyecta una densidad de plantación de 1000 pies ha^{-1}, pero solo la mitad de la planta se va a situar en las plataformas de las terrazas, por lo que: $n =$ 500 pies por hectárea, quedando los brinzales a una equidistancia de dos metros. La otra mitad de los brinzales se plantará en la interterraza, realizando hoyos manuales sin alcorque y con una alteración inapreciable del número de curva del terreno original (figura 14A.13). El número de marras que se produzca en ambas zonas puede servir de orientación para decidir futuros métodos de preparación del suelo en la región.

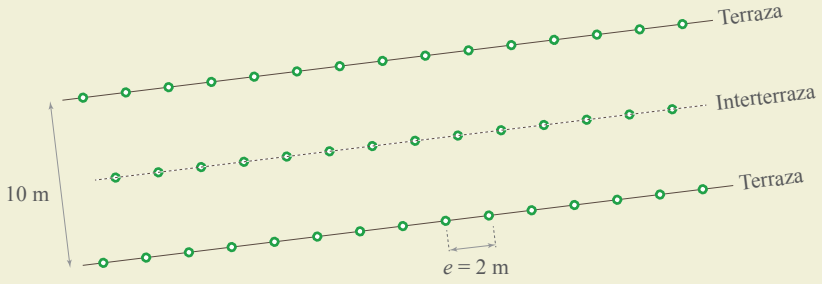


Figura 14A.13. Vista esquemática en planta de tres líneas de repoblación.

En un aterrazado, el área de impluvio está formada por tres zonas con características hidrológicas diferentes (y, por lo tanto, con números de curva distintos): un terraplén, una interterraza y un desmonte (figura 14A.14). Su número de curva (*NI*) se obtiene ponderando estos tres números por la superficie que corresponda a cada zona. Por relaciones trigonométricas sencillas, aunque algo engorrosas, se puede obtener la proporción de ladera que corresponde a cada zona. Con el fin de abreviar cálculos vamos a suponer que *NI* vale 85 y que el número de curva del área de recepción (de la explanación) vale 87 (correspondiente a un camino de tierra sobre suelo de tipo C).

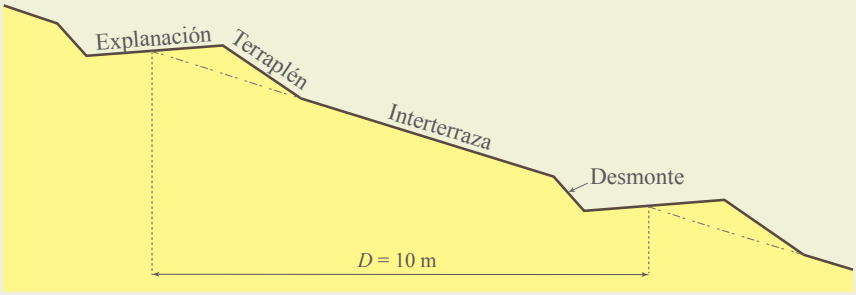


Figura 14A.14. Sección de la ladera aterrazada según una línea de máxima pendiente.

La sección mojada máxima de la terraza (*A* en la figura 14A.15) junto con la equidistancia entre plantas contiguas (*e*) dentro de la terraza, nos permite estimar el tamaño de trampa de agua individual del aterrazado:

$$CAPA = A \cdot e$$

La expresión general para calcular *A* es la siguiente:

$$A = (a^2 \cdot \text{sen}\ \delta \cdot \ \text{sen}\ (\alpha + \delta)) / (2 \cdot \text{sen}\ \alpha)$$

En este caso: $a = 2{,}5$ m; $\delta = 0{,}0499583$ rad (pues tan $\delta = 5/100$); $\alpha = 0{,}9151007$ rad (pues tan $\alpha = 130/100$).

Sustituyendo valores, queda:

$A = (2{,}5^2 \cdot \text{sen}\ (0{,}0499583) \cdot \ \text{sen}\ (0{,}9151007 + 0{,}0499583)) / (2 \cdot \text{sen}\ (0{,}9151007)) = 0{,}162\ \text{m}^2$

Luego: $CAPA = A \cdot e = 0{,}162 \cdot 2 = 0{,}324\ \text{m}^3 = 324$ L.

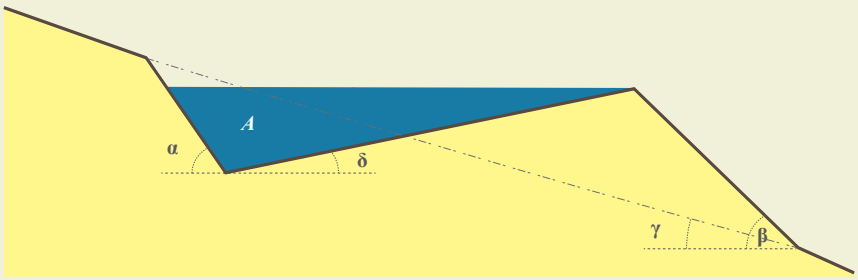


Figura 14A.15. Terraza en contrapendiente señalando los cuatro ángulos que la definen con su sección mojada máxima (A) que sirve para determinar el tamaño de la trampa de agua individual (CAPA).

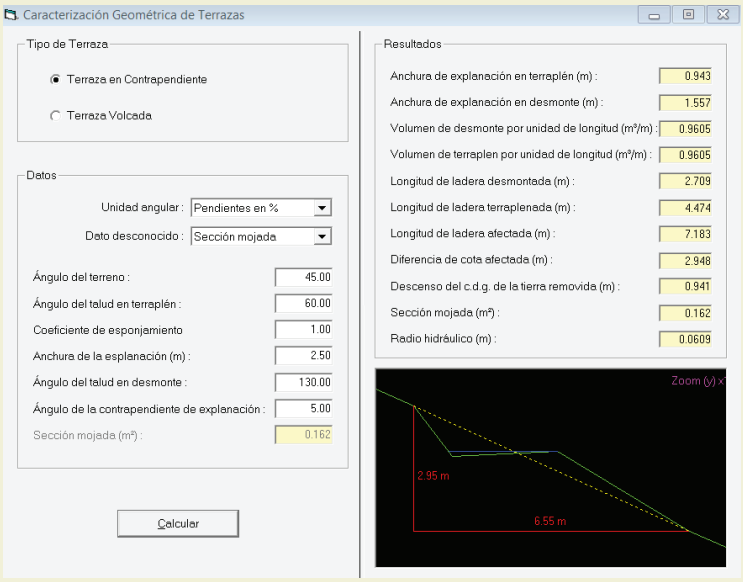


Figura 14A.16. Volcado de pantalla del programa TERRAZA.

El área de recepción que corresponde a una planta (S_2) puede estimarse a partir de la anchura de explanación de la terraza (a) y de la equidistancia entre plantas (e):

$$S_2 = a \cdot \cos \delta \cdot e \approx a \cdot e = 2{,}5 \cdot 2 = 5 \text{ m}^2.$$

El área de impluvio se obtiene como diferencia entre el tamaño total de la unidad sistematizada que corresponde a cada planta de la terraza (S) y su área de recepción:

$$S_1 = S - S_2 = e \cdot D - S_2 \approx 2 \cdot 10 - 5 = 15 \text{ m}^2.$$

El volumen de alcorque por metro cuadrado de unidad sistematizada vale en este caso 16,3 mm ($CAPA$ / S = 324 / 20 = 16,3 L m^{-2}). Este cociente nos informa sobre la precipitación límite ($P2$) que tendría el aterrazado si sus suelos fuesen totalmente impermeables (lo que no es el caso, ya que sus números de curva son inferiores a 100). También sirve para evaluar el efecto paisajístico que tiene la preparación del suelo.

Al utilizar el programa informático MODIPÉ (2.0) nos quedan los resultados que aparecen en las figuras 14A.17 y 14A.18. Observando los datos de la figura 14A.18, vemos que estamos ante un ecosistema inicial degradado, con una baja capacidad de infiltración debido a sus elevados números de curva. Sus umbrales de escorrentía así lo reflejan: con que lluevan 10,4 mm en unas condiciones medias de humedad en la ladera se produce escorrentía. Si llueve sobre mojado (condición J = 3 de humedad), el umbral se reduce a 4,5 mm. Sobre suelo bien seco (condición J = 1) la escorrentía superficial comienza con aguaceros superiores a 24,8 mm. Esta circunstancia propicia una sequedad en la ladera que no concuerda con la pluviometría del lugar. La situación será más patente si, como es característico en el clima mediterráneo, se producen bastantes episodios de lluvia a lo largo del año que generan escorrentía.

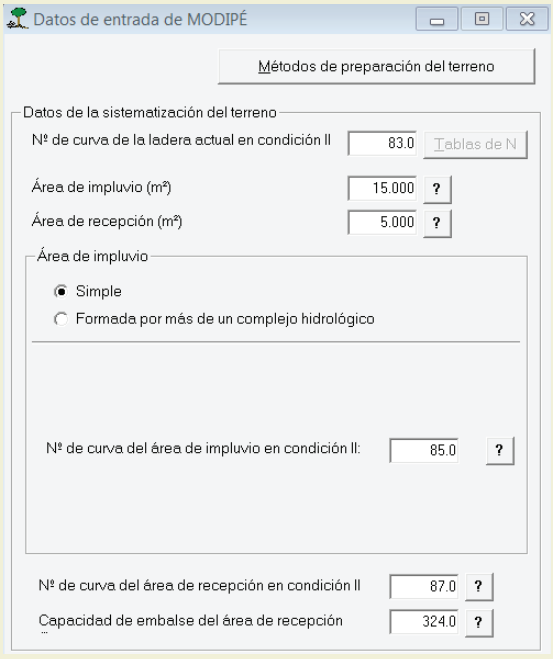
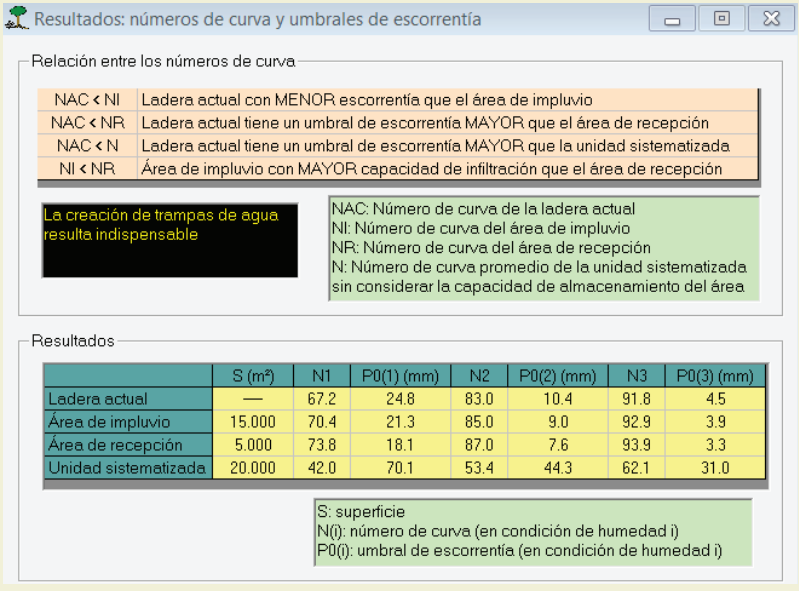


Figura 14A.17. Datos de entrada al programa.



	S (m²)	N1	P0(1) (mm)	N2	P0(2) (mm)	N3	P0(3) (mm)
Ladera actual	—	67.2	24.8	83.0	10.4	91.8	4.5
Área de impluvio	15.000	70.4	21.3	85.0	9.0	92.9	3.9
Área de recepción	5.000	73.8	18.1	87.0	7.6	93.9	3.3
Unidad sistematizada	20.000	42.0	70.1	53.4	44.3	62.1	31.0

Figura 14A.18. Números de curva y umbrales de escorrentía asociados.

Con el aterrazado, el comportamiento hidrológico de la ladera cambia sustancialmente. Los umbrales de escorrentía se elevan gracias a una fuerte disminución del número de curva equivalente respecto del número de curva de la ladera original (*NAC* >> *NEQ*). Para la unidad sistematizada los umbrales de escorrentía pasan a valer 70,1 mm en suelo seco; 44,3 mm en condiciones medias y 31,0 mm en suelo húmedo. Como consecuencia inmediata tendremos que la ladera va a poder aprovechar mejor el agua de lluvia. Las posibilidades de incrementar la cobertura vegetal serán, por lo tanto, mayores, especialmente en los lugares donde se acumule el agua, es decir: en las áreas de recepción. Esta cosecha de agua alóctona, procedente de las áreas de impluvio, llega a crear zonas con mayores disponibilidades hídricas que las indicadas por los pluviómetros.

Para comprobar este hecho basta con analizar el comportamiento de la ladera actual y de la unidad sistematizada ante un aguacero estándar. Como tal, elegimos una lluvia de 40 L m^{-2} bajo condiciones medias de humedad (que se corresponde con un aguacero importante en cualquier lugar, aunque posea diferente periodo de retorno según la región).

La disponibilidad hídrica que proporciona este aguacero estándar se muestra en la figura 14A.19. En la ladera degradada actual (con su número de curva, *NAC* = 83 y su umbral de escorrentía, *PAC* = 10,4 mm) se aprovechan 29,3 L m^{-2} de los 40 mm (un 73%). En la ladera sistematizada se aprovecha toda la lluvia (*PROM* = 40 mm, pues la precipitación límite vale 44,3 mm) con la ventaja estratégica adicional de que, al tratarse de una precipitación idónea, el área de recepción se nutre de cosechas de agua provenientes del área de impluvio, lo que explica que la disponibilidad hídrica del área colectora sea de 78,1 mm (casi el doble que la precipitación del aguacero).

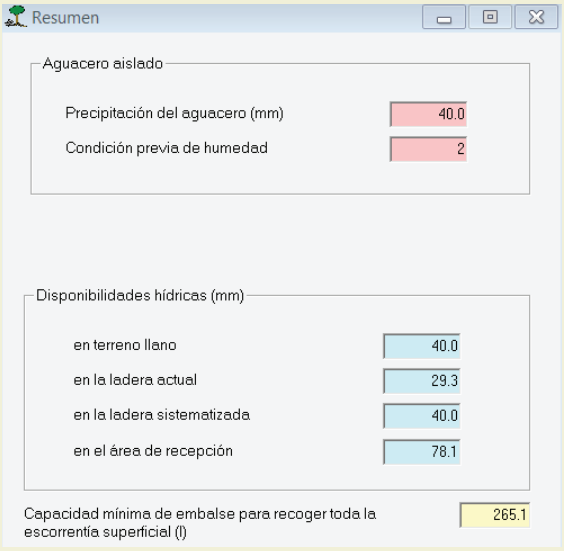


Figura 14A.19. Disponibilidades hídricas en las diferentes zonas a consecuencia de un aguacero estándar de 40 L m^{-2}

Un dato importante que interesa analizar se refiere al tamaño mínimo que debe tener la trampa de agua para conseguir endorreísmo. En el ejemplo que manejamos (figura 14A.19) la capacidad mínima de embalse para recoger toda la escorrentía es de 265,1 litros (frente a *CAPA* = 324 L). Puesto que el aguacero de cálculo tiene un periodo de retorno considerable (unos 30 años en amplias zonas de la meseta castellana) podemos concluir que las trampas de agua de este aterrazado tienen un tamaño excesivo con relación a las necesidades de endorreísmo (lo que ya se podía entrever cuando hallamos el cociente *CAPA* / *S*). El efecto hídrico del aterrazado es positivo, pues con él se consiguen cosechas de agua beneficiosas para los brinzales y se anula la escorrentía superficial que escapa de la ladera. El problema radica en que la preparación del suelo crea una topografía artificial en graderío innecesariamente grande y que puede perdurar largo tiempo. A ser posible, interesa abrir unas terrazas más pequeñas con trampas de agua proporcionadas a las necesidades de endorreísmo que necesitemos en la ladera (Martínez de Azagra *et al.* 2002). Para el aguacero estándar que hemos elegido, ya de por sí muy copioso, con una sección mojada de terraza de 0,133 m^2 sería suficiente. Y ello se consigue con una anchura de 2,25 m (en vez de 2,5 m). Este valor se obtiene despejando "*a*" de la fórmula dada para calcular la sección mojada máxima (*A*). Si a ello agregamos que para la sistematización primaria se suele elegir una precipitación de cálculo con un periodo de retorno bastante inferior (cinco a diez años, como valor de referencia), se comprende el motivo de la controversia suscitada con la apertura de terrazas desmedidas. Precisamente, el modelo MODIPÉ ayuda a fijar el movimiento mínimo de tierras necesario para restaurar (oasificar) una ladera degradada.

2. Criterios para fijar el tamaño del microembalse y la relación entre el área de impluvio y el área de recepción

El tamaño del microembalse (*CAPA*) puede fijarse atendiendo a diferentes criterios. El criterio hidrometeorológico (conseguir endorreísmo para una determinada precipitación de cálculo) acaba de aplicarse en el ejemplo anterior sobre terrazas en contrapendiente. Complementarios a este criterio son el criterio ecológico, que está directamente relacionado con los números de curva, el criterio paisajístico, que también hemos esbozado, y el criterio edafológico (en el que se recomienda que *CAPA* sea similar la capacidad de retención de agua que tiene el suelo) (Mongil y Martínez de Azagra 2006).

En muchas repoblaciones, la relación entre el área de impluvio y el área de recepción (S_1/S_2) viene determinada por el método de preparación del suelo y la densidad de plantación elegidos. Sin embargo, en zonas áridas puede convenir el planteamiento inverso, es decir: la densidad de plantación no es un dato de partida sino la disponibilidad hídrica en el área de recepción. La idea fundamental para fijar el cociente S_1/S_2 en proyectos de oasificación consiste en que el tamaño del área de impluvio sea el adecuado para proporcionar una determinada cantidad de agua que asegure la subsistencia de la vegetación implantada en el área de recepción durante su fase más crítica de arraigo y primer crecimiento. Invitamos al lector a consultar los trabajos que se citan en la bibliografía si desea profundizar en estas interesantes cuestiones.

BIBLIOGRAFÍA

Critchley W, Siegert K (1991) Water harvesting. A manual for the design and construction of water harvesting schemes for plant production. FAO, Roma

Fernández Yuste JA (1989) Actuaciones en la cuenca: medidas estructurales en terrenos forestales. En: Estabilización de cauces torrenciales. EUIT Forestal, Madrid

Hawkins RH, Ward TJ, Woodward DE, Van Mullem JA (2009) Curve Number Hydrology. State of the practice. American Society of Civil Engineers, Reston

Lemus M, Navarro G (2003) Manual para el desarrollo de obras de conservación de suelo. Corporación Forestal Nacional, San Fernando (Chile)

Martínez de Azagra A (1996) Diseño de sistemas de recolección de agua para la repoblación forestal. MundiPrensa, Madrid

Martínez de Azagra A (1998) Desarrollo de un modelo sobre recolección de agua aplicable a la restauración forestal. Ecología 12:93–104

Martínez de Azagra A (2004) Guía para el programa informático MODIPÉ. Disponible en www.oasificacion.com [Manual de usuario de MODIPÉ 2.0.pdf]

Martínez de Azagra A, Mongil J (2001) Algunos criterios para el diseño de sistemas de recolección de agua en repoblaciones forestales. Comunicación al III Congreso Forestal Español (Granada, 2001). Libro de Actas; Tomo II:272–277

Martínez de Azagra A, Mongil J, Fernández de Villarán R (2002) Estudio hidrológico del aterrazado con subsolado mediante el modelo MODIPÉ. Ecología 16:37–44

Martínez de Azagra A, Mongil J, Navarro J, Del Río J, Rojo L (2009 a): Hidrología de conservación de aguas. Captación de precipitaciones horizontales y escorrentías en zonas secas. Universidad de Valladolid, Valladolid

Martínez de Azagra A, Mongil J, Del Río J (2009 b) MODIPÉ: estudio de casos y ejemplos. Disponible en www.oasificacion.com [Estudio de casos.pdf]

Mishra SK, Singh VP (2003) Soil conservation service curve number (SCS-CN) methodology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht

Montero de Burgos JL, González Rebollar JL (1983) Diagramas bioclimáticos. ICONA. Madrid. Actualmente operativos en http://diagramasbioclimaticos.com/

Mongil J, Martínez de Azagra A (2006) Diseño de repoblaciones forestales en zonas áridas : tamaño del microembalse y relación entre el área de impluvio y el área de recepción. Investig Geográficas 40:201–226

Peñuelas JL, Ocaña L, Domínguez S, Renilla I (1997) Experiencias sobre control de la competencia herbácea en repoblaciones de terrenos agrícolas abandonados. Resultados de tres años de campo. Cuadernos de la SECF 4:119–126

Pizarro R, Sangüesa C, Flores JP, Martínez E, Ponce M (2003) Revisión y análisis de prácticas tradicionales de conservación de aguas y suelos en zonas áridas y semiáridas de Chile Central. Universidad de Talca, Talca

Ponce VM, Hawkins RH (1996) Runoff curve number: has it reached maturity? J Hydrol Eng 1:11–19

Rey Benayas JM, Espigares T, Castro-Díez P, Marrs R H (2003) Simulated effects of herb competition on planted Quercus faginea seedlings in Mediterranean abandoned cropland. Appl Veg Sci 6:213–222

Simón E de (1990) Restauración de la vegetación en cuencas mediterráneas: Repoblaciones en zonas áridas. Ecología. Fuera de Serie 1:401–427

Simón E de, Ripoll MÁ, Fernández E, Navarro FB, Jiménez N, Gallego E (2006) Eficacia de las microcuencas en la supervivencia del pino carrasco (Pinus halepensis Mill.) y de la encina (Quercus ilex L. subsp. ballota (Desf.) Samp.) en distintos ambientes mediterráneos. Invest Agrar Sist Recur For 15:218–230

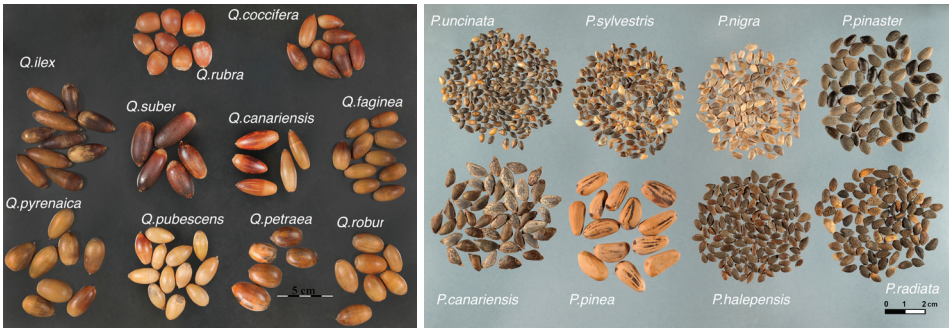
Wischmeier WH, Smith DD (1978) Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. Agriculture Handbook 537. USDA, Washington

Capítulo 15
Siembras y plantaciones

Rafael Mª NAVARRO CERRILLO, Rafael SERRADA HIERRO,
Valentín GÓMEZ MAMPASO, Luis OCAÑA BUENO,
Jesús PEMÁN GARCÍA

1. Siembra

Sembrar consiste en la introducción de los frutos o las semillas, una vez controlada su identidad genética y los criterios de calidad exigidos, en un terreno preparado previamente o no (figura 15.1). Los criterios exigibles de calidad de semillas suelen ser la pureza, según indica el Real Decreto 289/2003, y otros que haya referido el proyectista, como pueda ser el peso en el caso del uso de las especies del género *Quercus* (Kormanik *et al*. 1998; Navarro *et al*. 2006; Pesendorfer 2014).



Semillas del género *Quercus*. Semillas del género *Pinus*.

Figura 15.1. Ejemplos de semillas de especies forestales susceptibles de utilizarse en siembras directas (fotos: X Goñi).

En este capítulo se describen los criterios que permiten clasificar los diferentes procedimientos de siembra, las directrices técnicas para la ejecución correcta de la siembra, los diferentes recubrimientos que se pueden dar a las semillas y los procedimientos de siembra más frecuentes en la actualidad.

1.1. Clasificación de los procedimientos de siembra

Los diferentes procedimientos de siembra pueden agruparse según varios criterios: i) medio desde donde se realiza, ii) preparación previa del suelo, iii) distribución y iv) forma de ejecución.

- **Medio desde donde se realiza.** Se distinguen las siembras terrestres y las aéreas.
  - Siembras terrestres. Se realizan sobre la superficie del suelo y según su forma de ejecución serán manuales o mecanizadas. Son las siembras convencionales que se han practicado en la mayoría de las ocasiones.
  - Siembras aéreas. Es un método antiguo, muy utilizado en agricultura en la siembra de arrozales y que ha tratado de difundirse en el ámbito forestal en los trabajos de restauración de zonas incendiadas, en donde las condiciones podrían ser desfavorables para los trabajos manuales o mecanizados. Existen diferentes experiencias realizadas en los años 90 del siglo pasado en distintas zonas, como Valencia, Barcelona, Palma de Mallorca, Álava, Granada, etc., con resultados muy variables (Castell y Castelló 1996). Los medios aéreos utilizados pueden ser tanto avionetas como helicópteros y, hoy en día, los drones (Martínez-Sanz y Enciso 2017) (figura 15.2).

Helicóptero utilizado en las siembras aéreas en el Garraf (Barcelona) (foto: J Pemán).

Dron utilizado para siembras aéreas por la empresa Sylvestris (foto: E Enciso).

Figura 15.2. Ejemplos de medios desde donde puede realizarse siembras aéreas.

Los factores que condicionan la elección de uno u otro tipo son la extensión del terreno a repoblar y la urgencia de la repoblación, ya que amplias superficies y repoblaciones urgentes, derivadas de alguna perturbación, son condicionantes que pueden aconsejar la siembra aérea. La calidad de la estación también influye, ya que las siembras aéreas requieren una mayor calidad.

- **Preparación previa del suelo.** Se distinguen (figura 15.3):
  - Sin preparación previa del suelo. Es la llamada siembra directa, que se practica sobre grandes superficies, muchas de ellas inaccesibles. Es la característica, por ejemplo, de las siembras aéreas y de las siembras de refuerzo, por ejemplo, sobre terrenos afectados por incendios forestales.

- Con preparación previa del suelo. Es la recomendada, siempre que se pueda, al haberse demostrado como factor clave en el éxito de las siembras como recogen Peñuelas *et al.* (2002). Esta preparación del suelo podrá ser areal, lineal o por casillas o puntos. Normalmente es por puntos. En el caso de las siembras de especies con sistemas radicales axonomorfos y profundos se recomienda que la intensidad y profundidad de la preparación del suelo sea similar a la de la plantación.

Siembra directa de refuerzo de *Pinus pinaster* en la superficie quemada del incendio del Valle del Tiétar de 2009 (foto: A Iglesias).

Siembra de *Quercus faginea* sobre hoyos realizados con retroaraña en el sistema ibérico zaragozano (foto: J Pemán).

Figura 15.3. Ejemplos de siembras directas.

- **Distribución.** Según la forma de distribuir las semillas sobre el terreno, se distinguen cuatro tipos, teniendo cada uno asociado uno o varios procedimientos de preparación del suelo (figura 15.4):
  - Siembra por puntos. El desbroce y la preparación del suelo son puntuales, con ejecución de casillas u hoyos de forma manual o mecanizada. Las raspas en suelos de textura arenosa podrán ser someras y en los restantes casos picadas. Sobre el punto se deposita una o varias semillas en previsión de que no se produzca la germinación de todas por causa interna o por predación. La colocación y el tapado de la semilla son manuales y simultáneas a su ejecución. Por otra parte, cuando se han ejecutado preparaciones del suelo lineales y mecanizadas (ahoyados, subsolados, acaballonados, etc.) se puede operar realizando una casilla de forma manual sobre la labor, con siembra simultánea manual. En este tipo de siembras, y para las especies que lo requieran, es muy corriente el uso de tubos invernaderos con el objetivo de proteger físicamente la semilla de la predación y crear unas condiciones microclimáticas favorables a la germinación (aumento de la temperatura y de la humedad en el suelo) que permitan una rápida germinación y el crecimiento inicial del brinzal. Se advierte que en la siembra de especies del género *Quercus,* el uso de tubos invernadero no es suficiente para la protección de la bellota contra la predación por el jabalí (*Sus scrofa*).

- Siembra en líneas. Actualmente en desuso, se procedía aplicando una siembra a chorrillo sobre una preparación lineal. La proximidad entre plantas dentro de cada fila obligaba a claras muy precoces, que deberían ser incluidas en el propio proyecto de repoblación.
- Siembra a voleo por fajas. La distribución de la semilla se hace de forma que caiga aleatoriamente en toda la superficie de unas fajas previamente definidas, distribuyéndola a mano o de forma mecanizada, para proceder a continuación a su tapado. La preparación del suelo y su desbroce correspondiente, en fajas, serán mecanizados, normalmente por laboreo o gradeo que eliminan la vegetación herbácea y desmenuzan la tierra para un buen contacto de la semilla. Las fajas oscilan entre 2 y 3 m y las entrefajas suelen ser de 2 m.
- Siembra a voleo a hecho. La distribución de la semilla se hace de forma que caiga aleatoriamente en toda la superficie a repoblar, distribuyéndola a mano o de forma mecanizada, para proceder a continuación a su tapado. La preparación del suelo y su desbroce correspondiente, a hecho, será mecanizado, normalmente por laboreo o gradeo. También se puede realizar la siembra a hecho sin preparación del suelo, tras incendios.

Uno de los factores que condiciona la elección de los diferentes tipos de distribución está relacionado con el tamaño de la semilla de las diferentes especies (Serrada 2000). Así, las especies de semillas de tamaño grande, como las de las fagáceas o las juglandáceas, se suelen sembrar por puntos. Las semillas pequeñas, piñones, se pueden sembrar, indistintamente, por puntos o a voleo. Otros factores que condicionan dicha elección son la densidad a alcanzar y la distribución final de los brinzales que se desea en la superficie.

- **Modo de ejecución.** Se distinguen las siembras manuales y las mecanizadas:
  - Siembra manual. Es la más corriente por la dificultad de movimiento de las sembradoras en el medio forestal. Se utilizan herramientas manuales como la azada o sembradoras manuales (figura 15.5). En la siembra por puntos el número de semillas a colocar en cada uno de ellos estará en función de la facultad germinativa del lote de semillas. No conviene colocar demasiadas semillas por punto, para evitar el exceso de competencia en caso de que germinen todas. En las siembras de especies del género *Quercus*, cuya facultad germinativa oscila entre el 70 y el 90%, se suelen colocar dos o tres semillas.
  - Siembra mecanizada. Con aperos diseñados específicamente para la siembra o con abonadoras centrífugas convencionales (figura 15.5). En la siembra mecanizada se controla la dosis distribuida con la velocidad del tractor y la de oscilación de la abonadora centrífuga. Se aplica a siembras a voleo, por fajas o a hecho. Para asegurar una buena distribución de la semilla se suele mezclar ésta con algún material inerte (arena o grava) de granulometría similar. Si se parte la dosis de siembra en dos lotes iguales y se hace la distribución dos veces en cada superficie se consigue una densidad de siembra más homogénea, pero esta precaución encarece y retrasa la operación. La pendiente del terreno y sus afloramientos rocosos son los principales factores que condicionan la mecanización.

Repoblación de alcornoque por siembra por puntos (edad aproximada: 80 años). La siembra de varias semillas por casilla, sin eliminación de pies sobrantes, da lugar a varios pies
(foto: R Serrada).

Repoblación de *Pinus pinaster* por siembra en líneas en Monasterio (Guadalajara). El exceso de espesura se manifiesta en la mortalidad y en la esbeltez muy alta. Este sistema está en desuso
(foto: R Serrada).

Repoblación de *Pinus pinaster* por siembra a voleo en fajas alternas en Nava de Roa
(foto: C Afán de Rivera).

Figura 15.4. Tipos de siembra según su distribución en el terreno.

Siembra con la sembradora Sylvestris
(fotos: E Enciso).

Abonadora que puede usarse para siembras mecanizadas a voleo (foto: R Serrada).

Figura 15.5. Algunas herramientas que facilitan las siembras.

Resumen de los tipos de siembra según diferentes criterios de clasificación y factores que deben tenerse en cuenta

Primer criterio: **Medio desde donde se realiza**
Definición del tipo de siembra: ► terrestres ► aéreas
Factores que deben tenerse en cuenta: ► la extensión a repoblar y la urgencia de la repoblación, pueden aconsejar siembras aéreas tras incendios.

Segundo criterio: **Preparación previa del suelo**
Definición del tipo de siembra: ► sin preparación previa del suelo ► con preparación previa del suelo
Factores que deben tenerse en cuenta: ► la calidad de estación; ► la superficie a sembrar; ► el medio desde donde se realiza.

Tercer criterio: **Forma de distribuir las semillas sobre el terreno**
Definición del tipo de siembra: ► por puntos ► en líneas ► a voleo por fajas ► a voleo a hecho
Factores que deben tenerse en cuenta: ► el tamaño de las semillas. Las especies con semilla grande y manejable se suelen sembrar por puntos; ► la cantidad disponible de semilla; si es abundante admite siembras a hecho.

Cuarto criterio: **Modo de ejecución**
Definición del tipo de siembra: ► manual ► mecanizada
Factores que deben tenerse en cuenta: ► los objetivos de la repoblación y la regularidad de la masa a obtener ► la pendiente del terreno y sus afloramientos rocosos, ya que dificultan la mecanización.

1.2. Recubrimientos o revestimientos de las semillas

Con el objetivo de facilitar la siembra, mejorar las condiciones de germinación, evitar la predación o mejorar el crecimiento inicial del brinzal en ocasiones se recurre al recubrimiento o revestimiento de las semillas, sobre todo en el caso de las siembras directas. Este proceso consiste en envolver las semillas con diferentes materiales, normalmente inertes, para conseguir alguno de los objetivos antes mencionados.

Existe una gran variabilidad de términos que hacen referencia a los recubrimientos de semillas y que implican tratamientos diferentes. Así, se hace referencia a semillas embebidas, revestidas, encostradas, peletizadas, pildoradas, encintadas o inoculadas (Durán *et al*. 1994). En el ámbito agrícola, las semillas pildoradas y encintadas son las producidas para su utilización en la agricultura de precisión. Las semillas pildoradas tienen un tamaño y una forma modificada, normalmente esférica, que impiden su reconocimiento externo. El revestimiento se produce por la adición de los materiales en un tambor rotatorio y portan una semilla por unidad (figura 15.6). En el ámbito forestal son pocas las experiencias que se conocen en nuestro país del uso de semillas recubiertas (Peñuelas *et al*. 2002) aunque ahora se han vuelto a poner en valor con las experiencias de siembra directa mediante el uso de drones (Dronecoria 2019).

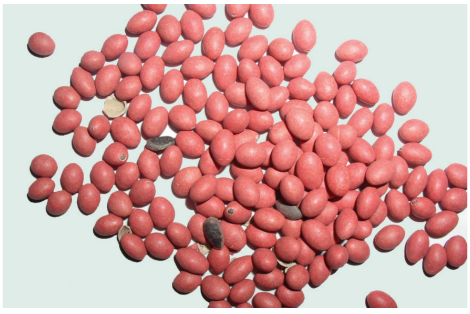


Figura 15.6. Semillas pildoradas de *Pinus halepensis* (foto: R Serrada).

Los materiales que se utilizan para el recubrimiento de las semillas se pueden clasificar en cuatro grupos, según la función que desempeñan: i) adhesivos, ii) aditivos, iii) materiales de cobertura y iv) colorantes.

- Adhesivos. Su función es mantener la integridad física de la semilla revestida. Pueden ser orgánicos (aceite vegetal, almidón, azúcares, caseína, goma arábiga, metilcelulosa) o minerales (aceites minerales, acetato de polivinilo, resinas plásticas, etc.).
- Aditivos. Pueden ser muy diversos, como es el caso de nutrientes, fungicidas, plaguicidas, hidrogeles, reguladores de crecimiento, etc.
- Materiales de cobertura. Pueden ser minerales como las arcillas, carbonato cálcico, talco, tierra de diatomeas, yeso, fosforita u orgánicos como la harina de huesos, carbón, serrín, etc. Es muy importante la granulometría en estos materiales para garantizar en todo momento el adecuado intercambio de gases

entre la semilla y el medio. Es por ello, que se recomienda, que estos materiales tengan una porosidad entre el 15 y 25% (Scott 1989).

- Colorantes. Pigmentos en polvo para la coloración de semillas que se usan para facilitar la visibilidad de la semilla, su clasificación o para objetivos específicos relacionados con el tratamiento de semillas (fertilizantes y productos plaguicidas).

1.3. Ejecución de las siembras.

Las directrices de ejecución de las siembras se refieren a: i) la profundidad de la siembra y cobertura de la semilla, ii) la determinación de la época de siembra, iii) la determinación de la dosis de siembra y iv) la protección de las semillas.

1.3.1. Profundidad de la siembra y cobertura de la semilla

La regla general para determinar la profundidad óptima de siembra es que esta no debe superar de 1,5 a 2 veces la dimensión máxima de la semilla. Esto supone, por ejemplo, que la profundidad para *Quercus ilex* está entre 6 y 8 cm y para *Pinus pinaster* 2 cm.

En el caso de siembras de especies del género *Quercus* en climas áridos con tubos invernadero, se han ensayado unas siembras profundas, entendida esta profundidad no por un mayor espesor de capa de tierra si no por la mayor profundidad (15 cm) a la que se colocan las semillas respecto del nivel del suelo. Estas siembras han dado muy buenos resultados en cuanto a la supervivencia (Carreras *et al*. 1997). La explicación de estos resultados se fundamenta en un enraizamiento inicial más profundo que con otras alternativas, una mayor protección frente a la predación sobre semillas y epicotilos y un ambiente con menor estrés hídrico.

Más habitual y fácil de realizar que el enterramiento de la semilla, posible con semillas muy grandes en las siembras por puntos, es realizar el recubrimiento de la semilla posteriormente a la siembra mecanizada mediante el empleo de una grada de púas o unas rastras. El apero denominado rastra consiste en fardos de ramaje resistentes, es útil el de encina, lastrado con piedras y arrastrado por el tractor, que se pasa por la superficie sembrada con semillas de 0,3 a 1 cm de longitud.

La cobertura de la semilla es muy conveniente pues reduce el tiempo hasta el inicio de la germinación, reduce la pérdida de humedad de la semilla, proporciona arraigos más efectivos y protege a la semilla de los predadores.

1.3.2. Determinación de la época de siembra

Se pueden proponer dos alternativas en relación con la época para la realización de la siembra: en otoño o siembra temprana y en primavera o siembra tardía. Los criterios para elegir una u otra época se relacionan con: i) la especie, ii) las condiciones climáticas del lugar y iii) el riesgo de predación.

- **Especie.** Este criterio depende del tipo de comportamiento que tenga su semilla, es decir de que sea recalcitrante u ortodoxa (ver capítulo 16). Las especies de semillas recalcitrantes, con carácter general las semillas de las fagáceas, pierden pronto su viabilidad con la pérdida de humedad por lo que se recomienda que se

siembren después de la recolección o tras un corto periodo de almacenamiento. En el resto de los casos, semillas con comportamiento ortodoxo, la época de siembra estará en función de las condiciones climáticas.

- **Condiciones climáticas.** Influyen de manera decisiva la época de lluvias regulares y el riesgo de heladas. Si las lluvias otoñales son más seguras que las de primavera y el período de sequía estival es prolongado, será más seguro realizar la siembra en otoño. Se tratará de conseguir la germinación más precoz para que el desarrollo de los brinzales al llegar al verano sea el máximo posible. Cuando exista riesgo de heladas tardías, que puedan descalzar o matar las plántulas recién germinadas y la dureza del invierno sea grande en la zona, la época más propicia será la finalización del invierno. Igualmente, los encharcamientos invernales, que descolocan las semillas, las asfixian o bien generan costras superficiales impenetrables en el proceso de germinación, aconsejan las siembras de primavera.
- **Riesgo de predación.** Los principales predadores de las semillas son las aves, los roedores, los lepóridos y los ungulados. En el caso de las bellotas especialmente lo son los roedores, como el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) o el ratón moruno (*Mus spretus*), y el jabalí (*Sus scrofa*) (Focardi *et al.* 2000; Gómez *et al*. 2003; Arco del y Carretero 2012; Sunyer 2015; Zeman *et al*. 2016). Por regla general, siempre que exista un peligro de ataques por aves, roedores o ungulados debe procurarse que la siembra se realice en primavera, ya que la semilla permanece menos tiempo en el suelo antes de germinar. En el caso del jabalí, la capacidad demostrada de detectar las semillas enterradas al final del invierno (Focardi *et al*. 2000), no justifican retrasar la época de siembra por este motivo. Aún con todo, si existe este riesgo será más conveniente la utilización de protectores o repelentes.

1.3.3. Determinación de las dosis de siembra

Para determinar la dosis de siembra o, lo que es lo mismo, el número de semillas expresado en peso por unidad de superficie (kg ha^{-1}), hay que distinguir si esta se realiza por puntos o si se realiza a hecho.

En la siembra por puntos la determinación de la dosis es muy sencilla, ya que bastará con conocer el número de puntos de siembra por unidad de superficie, el número de semillas que se colocarán por punto, el número de semillas por kg que tiene el lote, o lo que es lo mismo el peso de mil semillas, y la pureza del lote. Estos dos últimos parámetros los aporta la casa comercial donde se adquiera el lote de semillas. La expresión que relaciona estos parámetros es:

$$dosis \text{ (kg semillas ha}^{-1}) = \frac{número\ puntos\ ha^{-1} \cdot número\ semilla\ punto^{-1}}{p \cdot N_{1000}}$$

donde p es la pureza lote en tanto por uno y N_{1000} el número de semillas por kg de semilla pura.

En las siembras a voleo, establecida la densidad de masa que se quiere obtener, se determina la dosis de siembra a partir del número de semillas que hay en un kilogramo (N_{1000}), la potencia germinativa del lote, la pureza y coeficiente de cultivo o coeficiente cultural (k). Este coeficiente, que representa las pérdidas entre las plantas germinadas y las que se constituyen como brinzales viables, se determina a partir de experiencias

previas, que para este tipo de siembras se estima entre 0,2 y 0,1. La expresión que establece la dosis de siembra es la siguiente:

$$dosis \text{ (kg semillas ha}^{-1}) = \frac{N}{p \cdot N_{1000} \cdot g \cdot k}$$

siendo N el número de plantas a obtener por unidad de superficie; p la pureza del lote, expresada en tanto por uno y g la facultad germinativa del lote expresada en tanto por uno.

Hay que tener en cuenta que los valores de este parámetro representan tasas de germinación bajo condiciones ideales, por lo que deberá disminuirse en el caso de las siembras en monte para tratar de aproximarse a la realidad, introduciendo los siguientes parámetros en la ecuación: N_{1000} o número de semillas por kg de semilla pura y k o coeficiente cultural que expresa el número finalmente de plantas viables respecto de las plantas germinadas. En siembras en monte se suelen usar valores entre 0,1 y 0,2 que, según resultados reales pueden explicar excesos o defectos notables de densidad obtenida.

En las experiencias realizadas en el Parque Natural del Garraf (Castell y Castelló 1996) el coeficiente cultural obtenido, para la siembra con *Pinus halepensis*, ha oscilado entre el 0,03 y el 0,05. Esto supone que se han necesitado entre 2 y 2,5 kg de semilla ha^{-1} (en un lote con facultad germinativa entre 69% y 79% y número de semillas kg^{-1} de 49000 - 59000) para obtener entre 2400 y 3600 plantas ha^{-1}.

En las siembras aéreas o en las siembras terrestres realizadas a voleo, hay que tener muy en cuenta la irregularidad espacial que se produce en el regenerado, ya que la densidad de plantas varía mucho en función de la orografía del terreno. En la experiencia de siembra aérea en el Garraf se observó que las mayores densidades se registraron sobre bancales, disminuyendo sensiblemente en las laderas.

1.3.4. Protección de las semillas

La protección de las semillas es una práctica habitual, en el caso de las siembras por puntos, cuando el riesgo de predación es elevado, como es el caso de las siembras con especies del género *Quercus*. Para conseguir esta protección se puede recurrir a una diversidad de productos, entre los que conviene comentar: i) el tubo protector, ii) el protector de malla, iii) *seed-shelter* y iv) los repelentes.

- **Tubo protector.** Confeccionado con materiales plásticos o metálicos se utiliza con la finalidad de proteger físicamente la planta. Hay una gran variedad de productos, entre los que están las mallas cinegéticas (que únicamente producen una protección física) y los tubos invernadero, que, además de proteger físicamente la semilla, modifican las condiciones ambientales alrededor de la misma (figura 15.7) (ver capítulo 17). Elegir uno u otro tipo de tubo protector depende de los efectos que se persigan. En el caso de las siembras con fagáceas se utilizan los tubos invernadero porque, además de proporcionar protección frente a ciertos predadores, modifican las condiciones ambientales alrededor de la semilla, mejorando sus tasas de germinación y de crecimiento inicial. Estas modificaciones pueden ser un aumento de la temperatura ambiental, un aumento de la humedad del suelo y una disminución del riesgo de formación de la costra

superficial al reducir el impacto directo de la gota de lluvia sobre el suelo confinado en su interior. La protección física que proporcionan los tubos suele ser efectiva frente a una gran variedad de predadores a excepción del jabalí. En estos casos hay que recurrir a mallas cinegéticas metálicas tipo jaula (Balbuena y Doncel 2001) o a protecciones perimetrales (Trout y Pepper 2006).

Tubo invernadero y malla cinegética metálica que proporcionan una eficaz protección frente a todo tipo de predadores.

Tubo invernadero microperforado que proporciona una eficaz protección frente a aves, lepóridos y roedores.

Figura 15.7. Ejemplos de tubos que pueden utilizarse para proteger las semillas (fotos: J Pemán).

- **Protector malla.** Este protector metálico, protege a la semilla y a la planta que se desarrolla en su interior (Reque y Martin 2015). El protector se compone de una parte cónica en su extremo inferior, que es donde se colocan las semillas, y de una parte cilíndrica en su parte superior que ejerce la función de malla cinegética. La luz de la malla es de 6 mm y está formada con acero galvanizado de 0,6 mm de diámetro. La parte cilíndrica tiene una altura de 36 cm y un diámetro de 6 cm. En la unión de la parte cónica con la cilíndrica hay un ala que recorre toda la sección circular para evitar la formación de galerías por parte de los roedores. En el último prototipo del modelo se ha añadido una esfera de plástico para evitar la predación por parte de los roedores que hayan podido ascender por la malla (figura 15.8). Ha demostrado ser un protector eficaz frente a los predadores a excepción del jabalí, que aunque no preda la bellota puede llegar a levantar toda la instalación y descalzar la planta.
- ***Seed shelter.*** Es un protector de semilla consistente en una cápsula en forma de octaedro de plástico formada por dos piezas piramidales que se separan por su base. Los vértices de ambas pirámides están truncados para permitir el paso de las raíces y del epicótilo de la planta (figura 15.9). Ha demostrado ser un eficaz protector frente a la predación de bellotas por roedores (Castro *et al*. 2015).

Figura 15.8. Siembra de encinas con protector de malla para la defensa frente a la predación de la bellota (foto: J Reque).

Figura 15.9. *Seed shelters* (fotos: E Enciso).

- **Repelentes.** Son sustancias naturales o sintéticas que producen un efecto de rechazo en determinados vertebrados (tabla 15.1). Hay que tener en cuenta que no existen sustancias repelentes de forma intrínseca, y que sustancias consideradas repelentes en un momento dado pueden dejar de serlo (Perdiguer y Zuriaga 2001). Como productos repelentes para las siembras se ha usado el polvo de minio, las mezclas de alquitrán y petróleo o remedios caseros (por ejemplo, cabello).

Se han descrito cuatro formas de actuación de los productos repelentes (Trent *et al*. 2001): aquellos que inducen miedo, los que generan rechazo condicionado, los que producen irritación o malestar y los de mal sabor. Los repelentes que inducen miedo contienen olores sulfurosos como la orina de un predador (lobo, zorro), el zumo de ajo, etc. Se interpreta el rechazo a estos olores como una respuesta generada por el miedo al predador, que hace que los herbívoros huyan. Los repelentes basados en el rechazo condicionado justifican su forma de actuación por las molestias o irritaciones que provoca su ingesta en el animal, como vómitos o problemas gastrointestinales. Normalmente son cebos granulados que atraen inicialmente al herbívoro pero que luego generan su rechazo por las molestias orgánicas producidas. El animal terminará asociando el olor al malestar causado y evitará aproximarse a la zona. Hay otros repelentes que se basan en producir malestar o irritación en diferentes órganos sensoriales como mucosas, ojos, nariz o boca. Las sustancias activas en las que se basan son la capsaicina, el amoníaco o el isotiocianato de alilo (aceite de mostaza). Los inconvenientes de estos repelentes es su falta de carácter selectivo, provocando esta irritación a la mayoría de los mamíferos. Los repelentes basados en el mal sabor incorporan sustancias amargas que inducirán el rechazo del herbívoro. Su efectividad es bastante baja dado que los herbívoros suelen ser bastante indiferentes a los sabores amargos. El compuesto químico en el que basan la mayoría de ellos es el benzoato de denatonio, la sustancia más amarga conocida.

Entre las formas de aplicación se distinguen tres: i) sistémica, se absorbe por la planta, ii) areal, se aplica en la superficie creando un efecto barrera y iii) contacto, se aplica a la planta. En el caso de las siembras se utilizarán, obviamente, las dos últimas.

Tabla 15.1. Algunos repelentes comerciales

Producto	Modo de comercialización	Composición	Aplicación	Persistencia	Casa comercial
JABALEX	Granulado sólido	Aceite de pescado, harinas y sustancia irritante	Esparcir al vuelo o por puntos	2 meses en seco; 4 a 6 días bajo lluvia sin protección	Protecta
CONEJEX+	Líquido	Aceite de pescado	Diluir en agua (1:20) y aplicar	3 a 5 semanas, dependiendo de la lluvia	Protecta
RTA50 (Jabalí)	Líquido	Aceite animal, excipientes	Diluir en agua (1:50) y aplicar con mochila	4 semanas	Sepra
SUIREP (Jabalí)	Granulado sólido		Esparcir al vuelo o por puntos		Sepra
CERVIREP	Bolsitas difusoras	Fórmula empireumática		1 a 2 meses	Sodex

1.4. Descripción de los procedimientos de siembra

En cada procedimiento se expresa su denominación, las herramientas, equipos y aperos necesarios, el método operativo, las condiciones de aplicación y el rendimiento.

1.4.1. Siembra manual

Consiste en la introducción o la dispersión de semillas por el suelo, previamente preparado o no, mediante la utilización o no de ciertas herramientas a brazo. La siembra puede realizarse por puntos, líneas o a hecho.

Condiciones de aplicación. No tiene limitaciones por razón de la pendiente, ni por el tipo de suelo, ni por el procedimiento de preparación del mismo. Para su realización debe haber el tempero necesario en el suelo.

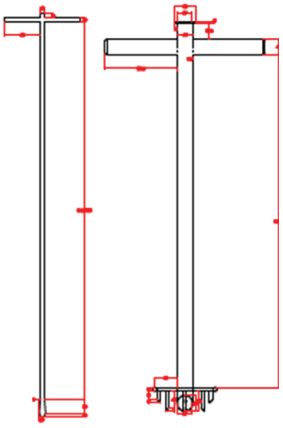
Herramientas. En las siembras por puntos se pueden utilizar azadas, punzones, palas graduadas o sembradoras manuales provistas de barroncillo, como la diseñada por el grupo Sylvestris (figura 15.10) (Martínez-Sanz y Enciso 2017). Esta sembradora tiene forma de T mayúscula, con dos mangos opuestos diametralmente sobre un tubo hueco central. En su extremo inferior, y rodeando al tubo central, dispone de una placa donde se integran seis dientes contrapeados. El objetivo de estos dientes es realizar una raspa al mover la sembradora cuando se encuentra clavada en el suelo. El tubo central dispone de un barroncillo interior para facilitar la caída de la semilla dentro de la raspa. En las siembras con tubos invernadero se suele utilizar una azada triangular para facilitar la cubrición de la semilla con tierra dentro del tubo.

Las siembras a voleo pueden ejecutarse, también, de forma manual, ayudadas por una sembradora manual. Estas sembradoras suelen ir provistas de un arnés para ajustarse al pecho y constan de un depósito superior, de hasta 9 litros de capacidad, un plato de distribución en la parte inferior del depósito y una manivela que produce el giro del mismo. Existen otros modelos que en lugar de un depósito rígido para almacenar la semilla tienen una bolsa.

Método operativo. En las siembras a hecho y a voleo el operario se va desplazando normalmente siguiendo las curvas de nivel y distribuyendo la semilla por toda la superficie, bien con la mano o mediante el uso de una sembradora manual. Generalmente no se hace ninguna operación para cubrir la semilla. En este tipo de siembras debe garantizarse un cierto solape entre las diferentes calles que recorren los operarios. En las siembras por golpes el operario coloca la semilla en los puntos donde se haya preparado el suelo, compactando posteriormente el mismo. Si la preparación del suelo asociada a esta preparación es una raspa, en ocasiones se puede realizar con la propia herramienta utilizada para sembrar.

Cuando la siembra se realiza con tubos protectores primero se coloca el tubo y luego se introduce la semilla para finalmente cubrirla con tierra (figura 15.11). En la colocación de la semilla debe garantizarse que esta quede más o menos horizontal para evitar deformaciones en la raíz cuando comience a desarrollarse. Cuando se utilizan otros protectores de la semilla, la siembra consistirá en la introducción del protector con la semilla en el suelo.

Sembradora manual de la casa comercial Solo®
(foto: https://us.solo.global).



Esquema de la sembradora manual Sylvestris®
(fuente: E Enciso).

Azada triangular de la marca Bellota
(foto: www.bellota.com).

Figura 15.10. Herramientas para efectuar siembras manuales.

Rendimiento. La Junta de Extremadura refiere rendimientos de 43 h en la siembra de mil puntos, a una profundidad entre 5 y 10 cm, incluyendo la preparación manual del hoyo de siembra (Junta de Extremadura 2018). El Gobierno de Navarra, en la siembra por puntos con colación de tubo protector, registra rendimientos entre 43 y 50 h los mil puntos, en el caso de terrenos con pendientes inferiores o superiores al 50%, respectivamente. En la siembra a voleo registra rendimientos de 6 h ha^{-1} (Gobierno de Navarra 2011).

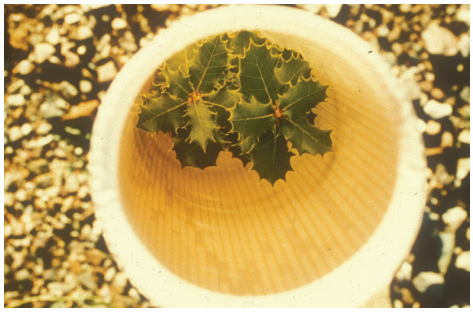
1.4.2. Siembra mecanizada

Consiste en la introducción o la dispersión de semillas por el suelo, previamente preparado o no, mediante la utilización de una sembradora. Un caso particular de estas siembras son las aéreas, utilizando como aeronaves helicópteros o avionetas o, más recientemente, drones (RPAS, *Remotely Piloted Aircraft*) (figura 15.12).

Equipos y aperos. Según la siembra sea terrestre o aérea, se pueden distinguir:

- Abonadoras y sembradoras en el caso de las siembras terrestres. Pueden ir acopladas a un tractor de ruedas o cadenas. Sus características son idénticas a las utilizadas en el ámbito agrícola. No suelen utilizarse en los terrenos forestales.
- Helicópteros, avionetas o drones en el caso de las siembras aéreas. Según cual sea la aeronave o el RPAS, debe estar dotada de unos accesorios que le permita el transporte de las semillas y su distribución sobre la superficie del monte.

Método operativo. Por su mayor interés se describirá únicamente el que hace referencia a la siembra aérea distinguiendo entre las siembras realizadas con helicóptero y con drones.



Siembra de encinas en tubo invernadero en una forestación de tierras agrarias en el sistema ibérico zaragozano (foto: J Pemán).

Estado de la misma repoblación 17 años después de la siembra (foto: JM Lorente).

Figura 15.11. Ejemplo de repoblación con *Quercus ilex* efectuada mediante siembra directa de bellotas.

En el caso de siembras realizadas con helicóptero es necesaria una planificación del vuelo en donde se determinen las direcciones de las calles, su anchura, y su grado de solapamiento. Así mismo se deberá ajustar la altura de vuelo y coordinar la velocidad de la aeronave con el caudal de semillas a distribuir.

En el caso de los drones, esta planificación puede simplificarse si previamente se han desarrollo los programas informáticos necesarios para el movimiento y control del dron sobre la superficie del monte. Un ejemplo muy interesante es el software elaborado bajo el proyecto Dronecoria (2019) que tras un vuelo previo del dron sobre el terreno realiza un mapeo del mismo, determinando las áreas aptas para la siembra (figura 15.13). Determinadas estas zonas, el dron las recorrerá posteriormente con una anchura y un grado de solape predeterminado. La geolocalización del dron en todo momento permite que en los casos de interrupción del vuelo, falta de autonomía o consumo del depósito de semillas, el dron reinicie posteriormente el mismo en el punto de la interrupción.

Rendimiento. Por el carácter experimental de las siembras aéreas realizadas en España no se dispone de datos de costes ni de rendimientos que puedan servir de referencia.

Helicóptero con bomba de absorción de semillas y difusores colocados a ambos lados de los patines.

Depósito ventral de semillas.

Helicóptero despegando para la siembra aérea.

Figura 15.12. Siembra mecanizada mediante helicóptero (fotos: J Pemán).

Figura 15.13. Dron de madera desarrollado bajo el proyecto Dronecoria (fuente: Dronecoria 2019).

2. Plantación

Plantar consiste en la introducción de unas plantas, cultivadas en un vivero, en un terreno previamente preparado (figura 15.14). Estas plantas deberán cumplir con los requisitos de identidad genética, de sanidad vegetal y de calidad exterior exigidos por el marco legal aplicable y por el proyectista. Los criterios de calidad exigibles suelen ser morfológicos y de conformación del tallo y de la raíz, según indica el Real Decreto 289/2003, aunque el proyectista puede añadir otros que considere necesarios (Pemán *et al.* 2012) (ver capítulo 16).

Un caso singular, hoy en día, es la plantación de estaquillas en la ejecución de cultivos energéticos de alta densidad, como es el caso de las plantaciones de salicáceas. Estas estaquillas deberán reunir, al igual que las plantas, las características de identidad genética, sanidad y conformación impuestos por la normativa y/o el proyectista (figura 15.14).

En capítulos anteriores se ha expuesto el modo de decidir dos cuestiones importantes relativas a la plantación: la composición específica (capítulo 11) y la densidad inicial (capítulo 10). Se aborda ahora lo relativo a la ejecución de las plantaciones.

Planta en contenedor de una savia de *Quercus ilex* (foto: J Sánchez-Valentín).

Plantas a raíz desnuda de una savia de *Juglans regia* (foto: N Aletà).

Estaquillas de *Populus ×euramericana* (foto: A Prada).

Figura 15.14. Ejemplos de plantas aptas para la repoblación forestal.

2.1. Clasificación de los procedimientos de plantación.

Para referirse a los diferentes procedimientos de plantación se pueden tener en cuenta tres criterios: i) el tipo de material vegetal que se va a plantar, ii) la forma de ejecución de la plantación y iii) la preparación del suelo.

- **El tipo de material vegetal.** En relación con este criterio cabría diferenciar: i) plantas en contenedor o a raíz desnuda de pequeñas dimensiones, ii)

plantas en contenedor o a raíz desnuda de grandes dimensiones (incluidos los plantones sin raíz) y iii) estaquillas (figura 15.15).

Plantación manual de una planta en contenedor de una savia de *Pinus halepensis* (foto: J Pemán).

Plantación mecanizada de plantones de chopo (foto: J Pemán).

Plantación mecanizada de estaquillas (foto: JL García Caballero).

Figura 15.15. Ejemplos de diferentes procedimientos de plantación en función del tipo de plantas.

En el caso de que se vaya a utilizar plantas de pequeñas dimensiones, los procedimientos de plantación son similares a los dos tipos de plantas, en contenedor o a raíz desnuda, a excepción de algunas máquinas o herramientas que están diseñadas específicamente para uno de los tipos.

Cuando se establezcan plantas de grandes dimensiones, las plantaciones serán mecanizadas por la necesidad de realizar catas de gran tamaño para la colocación de la planta. Como casos de referencia se pueden citar las plantaciones de chopo con fines productivos, para las que se suele emplear plantones de uno o dos periodos vegetativos, o las densificaciones de encina en dehesas con planta de gran calibre (Navarro *et al*. 2017).

Si los materiales de reproducción que se vayan a introducir en el terreno son estaquillas en el contexto de cultivos energéticos de alta densidad, los procedimientos de plantación podrán ser mecanizados con plantadoras especializadas para este tipo de material. Sin embargo, cuando se efectúan

plantaciones de estaquillas de especies dulceacuícolas en revegetaciones de ribera su introducción suele efectuarse de manera manual.

- **Forma de ejecución.** La plantación, según este criterio, puede hacerse de forma manual o mecanizada (figura 15.16).

  La plantación manual es la que realiza un operario provisto de las herramientas adecuadas al procedimiento que se haya proyectado para abrir la cata u hoyo de plantación, colocando posteriormente la planta. La apertura de la cata se puede hacer con herramientas a brazo de cava o mediante golpeo y compresión.

  La plantación mecanizada se realiza mediante el uso de plantadoras. Aunque el empleo de plantadoras forestales es antiguo, su uso está limitado por diferentes condiciones impuestas por el medio o por consideraciones de carácter social (Gómez Mampaso 1993).

Plantación manual con azada.

Plantación mecanizada con plantadora de reja.

Figura 15.16. Alternativas de procedimiento de plantación según su forma de ejecución (fotos: J Pemán).

Para optar entre las dos alternativas se tendrán en cuenta los siguientes factores:

- La pendiente del rodal, pues la mecanización no es posible en pendientes acusadas, a la vez que limita la posibilidad de aplicar el acaballonado con desfonde.
- El tipo de planta utilizado, pues algunos envases excluyen la plantación mecanizada si su forma no es concordante con el tipo de plantadora.
- Las propiedades físicas del horizonte edáfico en que se realiza la plantación. Así, la alta pedregosidad excluye la plantación mecanizada; de esta manera, una acción manual permitirá rodear el sistema radical con una mayor proporción de tierra fina. Una baja permeabilidad puede excluir la mecanización y condicionar las herramientas a utilizar por el riesgo de compactación en la cercanía de las raíces de las plantas, lo que limitaría y condicionaría su desarrollo y, por tanto, su arraigo y crecimiento.
- El coste y/o rendimiento, pues las plantaciones mecanizadas son más baratas que las manuales, además de realizarse con un mayor rendimiento y calidad.
- Los aspectos sociales, pues las ejecuciones manuales dan más empleo; aunque en la actualidad ha perdido vigencia este criterio.

- **Preparación del suelo.** En este criterio cabe distinguir, por un lado, si la preparación del suelo es previa a la plantación o es simultánea a ésta. Por otro lado, cuando la preparación del suelo sea previa, se debe considerar la extensión de la superficie afectada (figura 15.17).

Plantadora de reja, apta para preparaciones lineales o areales (foto: J Pemán).

Plantadora portuguesa de pico de pato para todo tipo de preparaciones (foto: J Pemán).

Arado bisurco Chirlaque para plantación simultánea al acaballonado con desfonde (foto: Talleres Garcerán-Chirlaque).

Figura 15.17. En la plantación mecanizada, la elección de la maquinaria o el apero está condicionada por la extensión superficial de la plantación.

En el caso de que la preparación del suelo haya sido previa, la extensión superficial afectada por la misma (puntual, lineal o areal) condiciona los procedimientos de plantación mecanizada en función del dispositivo que utiliza la plantadora para abrir la cata. Así, las clásicas plantadoras de reja se podrán utilizar en terrenos donde la preparación del suelo haya sido lineal o areal, mientras que en los casos en los que se haya efectuado preparaciones puntuales del terreno, tendrán que utilizarse las plantadoras de pico de pato o de tambor. Estas últimas también podrán utilizarse cuando las preparaciones hayan sido lineales o areales.

Si la preparación del suelo se realiza simultánea a la plantación, las alternativas técnicas son muy reducidas, limitándose al acaballonado con desfonde, ahoyado con retroexcavadora o al uso de cabezales plantadores.

Resumen de los métodos de siembra y plantación

SIEMBRA MANUAL	
Definición	Introducción o dispersión de semillas por el suelo, previamente preparado o no, mediante la utilización o no de ciertas herramientas a brazo. La siembra puede realizarse por puntos, líneas o a hecho.
Modo de ejecución	► siembras a hecho y a voleo: el operario se va desplazando normalmente siguiendo las curvas de nivel y distribuyendo las semillas por toda la superficie, bien con la mano o mediante el uso de una sembradora manual. Generalmente no se hace ninguna operación para cubrir las semillas ► con tubos protectores: se coloca el tubo, luego se introduce la semilla y finalmente se cubre con tierra
Época de ejecución	► para su realización debe haber el tempero necesario en el suelo. En otoño o siembra temprana y en primavera o siembra tardía. Los criterios para elegir una u otra se relacionan con: i) la especie, ii) las condiciones climáticas del lugar y iii) el riesgo de predación
Condicionantes	► no tiene limitaciones por razón de la pendiente, ni por el tipo de suelo, ni por el procedimiento de preparación del mismo

SIEMBRA MECANIZADA	
Definición	Introducción o dispersión de semillas por el suelo, previamente preparado o no, mediante la utilización de una sembradora. Un caso particular de estas siembras son las aéreas, utilizando como aeronaves helicópteros o avionetas o, más recientemente, drones.
Modo de ejecución	► siembras aéreas: es necesario planificar el vuelo, en el sentido de prefijar las direcciones de las calles, su anchura, y su grado de solapamiento. Se deberá ajustar la altura de vuelo y coordinar la velocidad de la aeronave con el caudal de semillas a distribuir
Época de ejecución	► similar a la siembra manual
Condicionantes	► siembras aéreas: sin limitaciones ► otros casos: los relativos a la máquina que porte la sembradora

PLANTACIÓN MECANIZADA CON PLANTADORA DE REJA	
Definición	Colocación de una planta, en contenedor o a raíz desnuda, en el surco abierto por una reja que sigue la línea de la preparación del suelo. Posteriormente a la colocación de la planta se cierra el surco a su alrededor. Dependiendo del dispositivo que lleve el apero se compacta o no la tierra
Modo de ejecución	► la plantadora, arrastrada por el tractor, va abriendo un surco en el que el operario introduce la planta sujetándola por la parte aérea hasta que es comprimida por la tierra que desplazan las ruedas compactadoras
Época de ejecución	► similar a la plantación manual
Condicionantes	► los que limitan el movimiento de los tractores de ruedas o de cadenas sobre el monte. Por la forma de abrir el surco, las plantadoras de rejas sólo se pueden emplear en los terrenos con preparaciones lineales o a hecho

PLANTACIÓN SIMULTÁNEA ENTRE VERTEDERAS DEL ARADO BISURCO EN EL ACABALLONADO CON DESFONDE	
Definición	Procedimiento en desuso en el que se aprovecha la preparación del suelo mediante acaballonado con desfonde con doble vertedera
Modo de ejecución	► al avanzar el tractor sobre terreno desbrozado o de escaso matorral, va abriendo un surco y formando un caballón en dos etapas. Situado entre las dos vertederas va andando un operario que deposita la planta sobre el caballón formado por la primera vertedera, sujetándola hasta que la tierra movida por la segunda vertedera cubre el sistema radical.
Época de ejecución	► similar a la plantación manual
Condicionantes	► Tiene todos los condicionantes del acaballonado con desfonde. Además, para hacer plantación simultánea, el tempero del suelo debe ser muy favorable. El suelo, de pendiente no muy acusada, debe tener poca pedregosidad

PLANTACIÓN MECANIZADA CON RETROEXCAVADORA	
Definición	Procedimiento ligado a la preparación puntual y mecanizada del suelo con retroexcavadora, que se suele emplear para plantaciones a raíz profunda, generalmente de especies del género *Populus*
Modo de ejecución	► Previo marcado de los hoyos, la retroexcavadora abre un hoyo de profundidad tal que alcanza la capa freática (de 1,5 a 3 m). Un operario introduce manualmente un plantón de dos o tres savias, de longitud superior a 4 m, y lo sujeta mientras la máquina rellena el hoyo con la tierra extraída del siguiente hoyo
Época de ejecución	► similar a la plantación manual. Se suele hacer en el mes de febrero
Condicionantes	► La comprobación de la profundidad de la capa freática se hace en verano mediante catas en distintos puntos del terreno. Los suelos deben estar libres de salinidad y deben tener una pedregosidad relativamente escasa

PLANTACIÓN MECANIZADA DE ESTAQUILLAS	
Definición	Introducción de estaquillas, en un terreno previamente preparado, mediante la acción de un dispositivo que las hinca en el suelo a la profundidad y distancia preestablecida. No realizan, por tanto, la apertura de ningún surco o cata evitando de esta manera la introducción de elementos gruesos en el mismo o la formación de bolsas de aire
Modo de ejecución	► Dependiendo del modelo de plantadora, la estaquilla se hinca en el suelo preparado, compactándolo o no posteriormente
Época de ejecución	► al final del invierno, cuando el suelo tenga el tempero adecuado
Condicionantes	► Terrenos de baja pendiente, generalmente llanos, con una profundidad mínima de 40 cm

2.2. Directrices de ejecución de la plantación

Para asegurar el éxito de la plantación, independientemente del procedimiento empleado, se deben seguir una serie de directrices que hacen referencia a: i) el tipo de planta, ii) la edad de la planta, iii) la época de plantación, iv) el manejo de la planta, v) la colocación de la planta y vi) la profundidad de plantación.

2.2.1. El tipo de plantas

Las alternativas en cuanto al tipo de planta son: planta a raíz desnuda o planta en contenedor, según queda expuesto en los tratados de producción y manejo de material forestal de reproducción (Pemán *et al*. 2012).

- **Planta a raíz desnuda.** Son plantas producidas directamente en el suelo de las eras de cultivo del vivero, sin limitación para el crecimiento del sistema radical. Cuando se extraen de las eras, una vez finalizado su cultivo, el sistema radical de la planta está desnudo y de esa manera se introducen en el monte. El cultivo de este tipo de plantas tiene como principales ventajas las siguientes: i) desarrollo radical amplio y sin limitaciones, y ii) menores costes de producción y de transporte. Como inconvenientes principales cabe citar: i) pérdida de parte del sistema radical con el arranque de la planta de las eras y en la plantación posterior, ii) mayor riesgo de pérdida de viabilidad por desecación del sistema radical durante su manejo anterior a la plantación, iii) mayor exigencia en las condiciones de humedad del suelo para la plantación y iv) época de plantación más limitada en el tiempo. Debido a su exigencia en cuanto a las condiciones de humedad del suelo, su uso se restringe a los terrenos en los que este aspecto no es un factor limitante, como es el caso del piso de las frondosas caducifolias mesófilas o de las zonas próximas a cursos de agua, valles húmedos, donde se desarrollan bosques de especies hidrófilas. Por este motivo, este tipo de planta es el que se utiliza en repoblaciones con salicáceas, o especies de los géneros *Juglans, Acer, Fagus, Castanea, Ulmus, Corylus, Tamarix, Betula*, etc. También se utiliza este tipo de planta en repoblaciones con especies del género *Pinus* cuando se realizan en estos ambientes, con es el caso de *Pinus radiata* o *P. pinaster* subsp. *atlantica*. Este tipo de planta es el utilizado y recomendado en las especies que generan potentes sistemas radiculares durante sus primeros años (*Juglans, Platanus, Populus*, etc.).
- **Planta en contenedor o en envase.** Es la planta cultivada en un contenedor forestal que contiene un sustrato de cultivo formulado al efecto. Finalizado el periodo de cultivo, en el interior del envase se habrá formado el cepellón, que es el conjunto cohesionado de raíces y de sustrato adherido a las mismas. La planta se introduce en el monte con su cepellón, una vez retirado el contenedor o no según el tipo. Contenedor y sustrato son los dos factores que influyen de una manera determinante en la producción de una planta en contenedor de calidad, por lo que deberán ser elegidos correctamente. Las principales ventajas del empleo de planta en contenedor son: i) sistema radical de la planta más protegido durante toda su fase de cultivo hasta la plantación, ii) más adaptada a resistir condiciones adversas en cuanto a la disponibilidad de agua en el suelo, iii) época de plantación más larga y iv) menor riesgo de desecación en su

manejo y transporte antes de la plantación. Entre sus principales inconvenientes cabe citar: i) modificación del patrón natural del sistema radical al desarrollarse confinado en un envase y ii) mayores costes de producción y transporte. Este tipo de planta debe usarse cuando las condiciones del medio sean adversas, como es el caso de la mayor parte de los montes en ambientes mediterráneos. Es el principal tipo de planta que se produce en los viveros forestales.

Hoy en día, en nuestro país, la elección del tipo de planta está muy condicionada por la especie elegida, bien por las características del medio donde se utiliza o por el patrón de su sistema radical, por lo que la elección entre plantas a raíz desnuda o en contenedor se limita a casos muy concretos. No obstante, desde un planteamiento más académico la elección del tipo de plantas estaría condicionada por los siguientes factores:

- Las características de la especie, pues algunas especies únicamente admiten el cultivo de planta en envase, acabando en este punto la discusión.
- La calidad de estación, pues en estaciones favorables a la especie de que se trate la viabilidad de ambos tipos de planta será similar, con lo que la mayor ventaja de la planta en envase no se manifiesta.
- La duración de la campaña de plantación, pues el empleo de planta en envase permitirá alargarla durante la primavera.
- El procedimiento de ejecución de la plantación, pues la plantación mecanizada con determinados tipos de plantadora y la plantación simultánea a la preparación del suelo, pueden excluir determinados tipos de envase.
- El tipo de preparación del suelo, pues aquellos que suponen una pequeña mejora de las propiedades del perfil requerirán planta de mayor probabilidad de arraigo y, por tanto, será recomendable la cultivada en envase.
- Los factores económicos, teniendo en cuenta que el coste de la planta en envase es superior al de la de raíz desnuda entre cinco y siete veces. Hay que relacionar este extremo con la densidad de plantación elegida y con la superficie total a repoblar.
- La capacitación del personal, pues la plantación con planta a raíz desnuda requiere mayor especialización y cuidado, mientras que con planta en envase es menos probable ejecutar defectuosamente la plantación.

En los casos de que no esté claro qué tipo de planta utilizar, hay que tener presente que es mucho más arriesgado, en cuanto a la supervivencia, colocar las plantas a raíz desnuda en los terrenos propios de las de contenedor que viceversa.

2.2.2. La edad de las plantas

La edad de las plantas forestales se expresa en savias. Este término representa el número de períodos vegetativos de la planta. En el caso de plantas de una savia el tiempo que está la planta en el vivero puede oscilar entre 8 meses, si la plantación se realiza en otoño, y 11 meses, si se realiza en primavera. Este periodo es más reducido en algunos pinos norteamericanos cultivados en contenedor que a veces no sobrepasan los 4 meses (*Pinus taeda*, *P. elliottii*, *P. palustris*, etc.).

En las salicáceas, la edad del tallo y de la raíz pueden ser diferentes según el tipo de planta que más interese producir. Un ejemplo muy corriente es el del cultivo de *Populus ×euramericana*, en donde un tipo de planta muy solicitada es del tipo R2T1, que significa que la raíz tiene dos períodos vegetativos y el tallo un período vegetativo. Otro tipo de plantas muy utilizadas son R1T1, R2T2 o plantones sin raíz del tipo R0T1 y R0T2 (figura 15.18).

Figura 15.18. Plantas R0T1 y R0T2 del clon Raspalje del híbrido *Populus ×euramericana* (el jalón tiene una longitud de 2 m) (foto: A Prada).

¿Cuál es la edad óptima de las plantas para emplear en repoblaciones? Esta pregunta se responde de forma general, aunque debe matizarse según el tipo de planta y especie, diciendo que es aquella en donde la relación coste beneficio es más favorable. Teniendo en cuenta que el beneficio se valora en función de la tasa de supervivencia y del crecimiento de la planta una vez puesta en el monte y el coste, de cultivo y plantación, aumenta conforme lo hace la edad y el tamaño de la planta.

Este criterio general está influido, básicamente, por dos factores: la especie y la calidad de la estación.

- **Especie.** La edad de las plantas producidas en vivero está condicionada por la capacidad de crecimiento de los sistemas aéreo y radical que tenga la especie. Cuánto más lento es, se precisará un mayor número de periodos vegetativos para que la planta adquiera unas dimensiones determinadas. Este aspecto condiciona, en las plantas cultivadas en contenedor, el volumen de éste, al exigirse que el cepellón esté formado cuando finalice el periodo de cultivo, es decir, que el sustrato esté completamente colonizado por el sistema radical de la planta.
- **Calidad de estación.** Cuánta mayor sea la calidad, el crecimiento esperable de la planta también lo será, por lo que para evitar problemas de competencia en el espacio aéreo puede ser más recomendable el uso de una planta de mayor tamaño y, por tanto, de mayor edad.

A la hora de valorar la conveniencia o no de una planta que pueda existir en un vivero forestal en relación al número de savias, es necesario valorar y garantizar el equilibrio entre el sistema aéreo y radical de la planta. Este aspecto suele considerarse un atributo de estado para valorar la calidad de las plantas (capítulo 16) y puede verse comprometido en el vivero cuando, por ejemplo, en el cultivo en contenedor la planta no vendida un año permanece en el mismo volumen de contenedor otro periodo vegetativo o cuando en el cultivo a raíz desnuda de plantas de más de una savia, la práctica del repicado radical conlleve grandes descompensaciones entre el tallo y la raíz.

En Pemán *et al*. (2012) se pueden encontrar recomendaciones sobre la edad de la planta para un gran número de especies forestales, resumiéndose en la tabla 15.2 las que hacen referencia a las especies más utilizadas.

Como regla general, hay que tener presente que mantener la planta en el vivero más tiempo del recomendado, para el tipo de planta que se quiere producir, es contraproducente por diversos motivos: i) pérdida de estabilidad del sustrato cultivo, lo que modifica las propiedades físicas del mismo, ii) pérdida de equilibrio entre la parte aérea y radical si no se trasplanta a un envase de volumen superior, iii) malformaciones radiculares si no se trasplanta a un envase de volumen superior, iv) mayor riesgo de problemas fitosanitarios.

Tabla 15.2. Edad media recomendada según el tipo de plantas (Pemán *et al*. 2012).

Especie	Tipo de planta	Nº de savias
Abies alba	Contenedor	2, 3
Abies pinsapo	Contenedor	2 a 4
Juglans regia	Raíz desnuda	1
Juniperus thurifera	Contenedor	2
Olea europea	Contenedor	1, 2
Pinus canariensis, *P. halepensis*, *P. pinea*	Contenedor	1
Pinus nigra	Contenedor	1, 2
Pinus pinaster	Raíz desnuda (en Galicia)	1
	Contenedor	
Pinus radiata	Raíz desnuda	1, 2
	Contenedor	1
Pinus sylvestris	Contenedor	2
Pinus uncinata	Contenedor	2, 3
Quercus canariensis, *Q. faginea*, *Q. ilex*, *Q. pyrenaica*, *Q. suber*	Contenedor	1
Quercus humilis	Contenedor	1, 2
Quercus petraea, *Q. robur*	Raíz desnuda	1
	Contenedor	1, 2

2.2.3. Fecha de plantación

La elección de la fecha de plantación es una decisión estratégica del proyecto que no siempre se ha tenido muy en cuenta (Radoglou *et al.* 2003; Palacios *et al*. 2009). Su importancia está justificada por el hecho de que el éxito del establecimiento de la planta en el monte depende de sus características genéticas y fisiológicas, de su estado fenológico y de las condiciones ambientales del medio, en concreto, de la temperatura y de la disponibilidad de agua (Burdett 1990; Margolis y Brand 1990).

Determinada la identidad genética y la calidad funcional de la planta, la elección de la fecha de plantación estará condicionada por la necesidad de garantizar un correcto estado fenológico en la planta y unas condiciones ambientales favorables. Así, la planta deberá estar a savia parada como garantía de una mayor resistencia a la manipulación que sufra por parte de los plantadores y al estrés de plantación (Mckay 1996; Stjernberg 1997). Una vez garantizada esta circunstancia, la fecha de plantación variará entre mediados de otoño y finales de invierno en estaciones de media o baja montaña, desplazándose a lo largo de la primavera en la alta montaña. Dentro de este intervalo de tiempo, plantar temprano, mediados de otoño, o plantar tarde, finales del invierno, puede influir en el arraigo. Existe una evidencia experimental contrastada que en los ámbitos mediterráneos las plantaciones tempranas presentan una mayor tasa de supervivencia y crecimiento que las tardías.

Así, Palacios *et al*. (2009) registraron, en un ensayo sobre *Quercus ilex,* que las plantaciones tempranas combinadas con preparaciones del suelo intensas alcanzaron las mejores tasas de crecimiento en altura y diámetro, mostrándose la fecha de plantación como el factor más influyente en la supervivencia para esta especie. Los ensayos realizados por Corchero *et al*. (2002) y Valle *et al*. (2005) con *Pinus halepensis, Pinus pinea* y *Quercus ilex* sobre cinética del crecimiento aéreo y radical y la influencia que en este último tiene la temperatura del suelo, según la fecha de plantación, mostraron la conveniencia de las plantaciones tempranas al permitir el desarrollo radical antes de que la temperatura del suelo alcance los valores mínimos para el crecimiento durante el invierno. Asimismo, los estudios realizados sobre los perfiles proteicos producidos en plantas de *Pinus halepensis* como consecuencia de la época de plantación, han identificado una variación cuantitativa y cualitativa en proteínas, posiblemente indicadores de estrés, en las plantaciones tardías frente a las tempranas (Ariza *et al.* 2008).

La forma de proceder por parte del proyectista será determinar la campaña de plantación, como un marco general, identificando los extremos de la misma en cada caso. Para ello deberá estudiar el climodiagrama, siendo útiles para plantar aquellos meses, o parte de meses, en que la temperatura media mensual sea inferior a 8 ºC, la temperatura media de las mínimas sea superior a 0 ºC, y, por supuesto, la precipitación media mensual en mm sea mayor que el doble de la temperatura media en grados centígrados. Dentro de la campaña, no todos los días serán útiles para realizar la plantación. Sólo se plantará cuando exista el tempero adecuado en el terreno y no se estén produciendo vientos fuertes, humedades relativas bajas y heladas (tabla 15.3). La helada es especialmente incompatible con la plantación por el riesgo de descalce de las plantas recién instaladas, por los daños que puede generar sobre la parte aérea y radical, y porque si el suelo está

helado se forman terrones al cavar que impiden un buen contacto de la tierra con el sistema radical. También hay que excluir los días en que el suelo se encuentre encharcado.

Tabla 15.3. Características del tiempo atmosférico y del suelo antes de plantar (Long 1991).

	Temperatura (ºC)	Humedad relativa (%)	Velocidad del viento (km h^{-1})	Agua disponible (% respecto a la capacidad de campo)
Normal	1 a 23	> 50	< 16	75 a 100
Marginal	24 a 29	30 a 50	16 a 24	50 a 75
Crítico	< 0 o > 29	< 30	> 25	< 50 o > 100

2.2.4. Manejo de las plantas desde su alzado hasta la plantación

El manejo de la planta desde que se produce el alzado de la misma en el vivero hasta que es plantada por el plantador tiene una gran importancia en el éxito o fracaso del establecimiento del repoblado. Sin duda, un mal manejo de la planta en esta fase puede tener como resultado el fracaso total o parcial de una repoblación en la que todos los demás detalles se hayan cuidado minuciosamente. Durante todo este proceso se pueden diferenciar una serie de etapas en las que hay que garantizar el adecuado manejo de la planta: i) alzado de la planta, ii) almacenamiento y manejo de la planta en el vivero hasta el transporte, iii) transporte, iv) recepción y mantenimiento de la planta en el monte hasta su plantación. Los daños a los que está expuesta la planta durante estas etapas son múltiples: temperaturas extremas, sufrir procesos de desecación de la parte aérea y, sobre todo, radical, sufrir daños mecánicos o sufrir problemas sanitarios durante el almacenamiento como es el enmohecimiento (*Botrytis cinerea*) (Landis *et al.* 2010) (tabla 15.4).

Tabla 15.4. Riesgos de diferentes tipos de estrés en la planta desde su alzado hasta la plantación (adaptado de Landis *et al*. 2010).

Etapas	Tipos de estrés			
	Temperaturas extremas	Desecación	Daños mecánicos	Problemas fitosanitarios
Alzado	Medio	Medio	Elevado	
Almacenamiento y manejo en vivero	Elevado	Elevado	Elevado	Medio
Transporte	Medio	Bajo	Elevado	
Recepción y mantenimiento en monte	Elevado	Elevado		Elevado

Alzado de la planta

El término de alzado es característico del cultivo de planta a raíz desnuda y hace referencia a la operación consistente en el arranque de la planta del suelo de las eras del vivero. No obstante, este término también se usa en el cultivo de plantas en contenedor cuando se hace referencia al momento de la retirada de las plantas de las áreas de cultivo. Como norma general, esta operación debe hacerse en el momento más próximo al traslado de la planta al monte para, así, reducir el tiempo de almacenamiento de la planta en el vivero. Lo ideal es ir realizando esta operación a medida que se va demandado la planta en la repoblación aunque este aspecto se supedita a la economía del transporte.

En los viveros a raíz desnuda esta operación se realiza en su totalidad de forma mecanizada y es clave llevarla a cabo cuando el suelo tenga el tempero necesario para evitar una rotura en exceso de las raíces finas producto de las tensiones que se pueden producir en suelos muy secos o compactos (figura 15.19).

En los viveros de planta en contenedor debe evitarse la extracción de la planta del envase donde se ha realizado su cultivo, a pesar de las pérdidas que en ocasiones se produce en los viveros al no retornarse los envases reutilizables después de realizada la plantación. En el caso del cultivo en alveolos individuales el alzado suele conllevar su colocación en cajas para la realización del transporte. En estos casos, algunas operaciones de mantenimiento son inviables, como es la rehidratación del sustrato.

Plantas de *Juglans regia* inmediatamente después del alzado en el vivero y antes de su embalaje previo a su almacenamiento y transporte (foto: J Pemán).

Plantas de *Quercus pyranaica* cultivada en alveolos individuales del tipo *super-leach* colocados sobre cajas para su posterior transporte (foto: R Serrada).

Figura 15.19. Alzado de plantas a raíz desnuda y en envases.

Embalaje y almacenamiento de la planta en el vivero

Tiene especial importancia en el caso de la planta a raíz desnuda, ante el riesgo de desecación y daño que puede sufrir el sistema radical si esta operación no se realiza convenientemente. Para evitar este daño bastará haber realizado un correcto empaquetado y embalado de la planta después del alzado. Para reducir el riesgo de desecación lo mejor es mantener la planta en cámara entre 2-4 °C con el sistema radical húmedo durante el tiempo que dure el almacenamiento.

En el caso de la planta en contenedor lo mejor es mantener la planta dentro del contenedor y en el área de cultivo hasta su salida al monte. Si por el diseño de las mesas de cultivo estas no pueden ser apilables en la caja del camión, la planta deberá almacenarse en unos soportes que permitan la paletización de las bandejas en la caja del camión (figura 15.20). Estos soportes deben garantizar la correcta colocación de las bandejas para que durante su transporte no sufran daños.

Transporte

Supone el traslado de la planta desde el vivero hasta la zona de acopio de la planta en el monte. Los riesgos que tiene esta operación es la desecación de la planta, tanto en su parte aérea como radical, y los daños físicos que pueda sufrir durante el trayecto y en las fases de carga y descarga. Por ello, el transporte debe hacerse en camiones con la caja cerrada, para evitar desecaciones, y la carga debidamente amarrada para evitar golpes y daños físicos durante el trayecto (figura 15.21). En las plantas en contenedor se recomienda que las bandejas estén dispuestas sobre dispositivos que permitan su paletización y una carga y descarga con grúa.

Soporte que permite el transporte de las bandejas de las plantas en contenedor en la caja del camión (foto: J Pemán).

Los tableros colocados sobre las bandejas dispuestas en horizontal permiten aumentar el volumen de carga sin dañar las plantas (L Ocaña).

Figura 15.20. Ejemplo de estructuras que permiten gestionar un gran volumen de carga y evitar dañar las plantas en el traslado.

Semirremolque cerrado.

Remolque cerrado y con estantes para el transporte de plantas en contenedor.

Figura 15.21. Remolques cerrados para evitar el desecamiento de las plantas (fotos: L Ocaña).

Recepción y mantenimiento de la planta en el monte

Lo ideal es que la recepción de la planta se produzca en el momento en que se va a realizar su plantación y en entregas sucesivas para evitar el almacenamiento prolongado en monte. Sin embargo, esto a veces no es posible por la organización del transporte, en cuyo caso hay que prever el almacenamiento provisional de la planta en condiciones adecuadas para evitar la pérdida de calidad de la misma. En la planta a raíz desnuda es preciso realizar la operación de encamado o aviverado, consistente en la excavación de zanjas de 1 o 2 m de ancho y 30 cm de profundidad donde se colocan oblicuamente los mazos de planta, se cubren con tierra y se mantienen húmedos hasta el momento de la plantación (Alegría *et al*. 1977b). Para el almacenamiento de las plantas en contenedor debe elegirse un lugar resguardado del viento, protegido de las heladas y donde se disponga de agua para la realización de los riegos de mantenimiento (figura 15.22). Debe tenerse presente que, en el momento de la plantación, el sustrato de la planta debe estar lo más próximo posible a la saturación.

Plantas en contenedor acopiadas en el monte. El lugar dispone de posibilidad de riego y se ha instalado una manta térmica para evitar las heladas (foto: J Pemán).

Aclimatación de plantas de *Pinus uncinata* en el monte a 2000 m de altitud durante el invierno anterior a su plantación. El lugar se ha dotado de malla antihierbas, riego y pastor eléctrico (foto: J Pemán).

Aviverado de planta a raíz desnuda del género *Populus* en el monte (foto: M Goikoetxea).

Figura 15.22. Ejemplos de mantenimiento de plantas en campo, previo a su plantación.

Todo lo dicho anteriormente, en relación con las precauciones que deben tomarse para evitar la desecación y los daños mecánicos de las plantas, es generalizable al manejo de éstas por parte de las personas que ejecutan la plantación. Los plantadores deberán transportar las plantas en bandejas o bolsas que garanticen los cuidados mencionados, evitando el transporte de lotes muy numerosos con el fin de reducir los tiempos de espera para su plantación, aunque ello suponga aumentar el número de desplazamientos hasta el lugar de almacenamiento de las plantas.

2.2.5. Colocación de las plantas

Aunque este aspecto se matizará al hablar de los diferentes procedimientos de plantación se estima conveniente describir unas recomendaciones generales sobre la colocación de la planta en un terreno que ha sido previamente preparado.

Sea cual sea la preparación del suelo y el procedimiento de plantación utilizado, el tallo de la planta deberá quedar siempre recto y las raíces de la planta, en el caso de la planta a raíz desnuda, o el cepellón, en el caso de planta en contenedor, deberá colocarse sin que sufra ningún tipo de deformación, bien porque el hoyo sea estrecho o poco profundo (figura 15.23). Una vez enterrada la planta a la profundidad adecuada se compactará la tierra alrededor de la misma para garantizar un adecuado contacto suelo-raíz que garantice que el agua del suelo esté disponible para la planta (Burdett 1990; Margolis y Brand 1990). Una mala ejecución de esta operación conlleva el riesgo de formación de bolsas de aire alrededor del sistema radical lo que implica un deficiente contacto que puede conducir a la desecación del sistema radical y, por tanto, de la planta. Este aspecto debe controlarse de forma especial en los procedimientos de plantación mecanizados, en donde es difícil, según el dispositivo que lleva la plantadora, garantizar una adecuada compactación. Para comprobar que esta operación se ha realizado adecuadamente bastará con dar un pequeño tirón al tallo de la planta y comprobar su resistencia a la extracción.

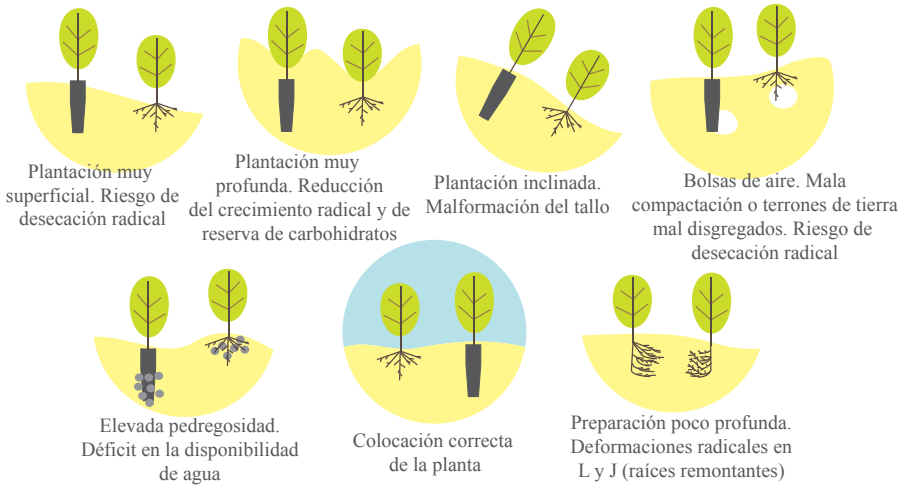


Figura 15.23. Casos de mala colocación de la planta y de correcta plantación (adaptado de Wender 2004).

Otro aspecto relevante es la correcta colocación de la planta en relación a la preparación del suelo realizada. Como norma general, y sobre todo en ámbitos mediterráneos, la planta se colocará en el terreno laboreado para poder disfrutar de todos los beneficios de la preparación. Así, en los ahoyados la planta se colocará en el centro del hoyo, en los subsolados en el surco realizado o en los acaballonados al pie del caballón (figura 15.24).

Colocación en el surco realizado por el subsolador con el rejón modificado.

Colocación en el centro del hoyo realizado con retroaraña.

Figura 15.24. Colocación de la planta sobre el suelo preparado (fotos: J Pemán).

No obstante, en determinadas estaciones la colocación de la planta respecto de la preparación del suelo puede ser diferente a la recomendada. Es el caso de los terrenos con encharcamiento superficial o en las zonas de alta montaña. En el primero de los casos, típico de zonas llanas sobre suelos silíceos con presencia de un horizonte argílico, en donde la preparación que se recomienda es un acaballonado completo en llano, la planta se coloca en la parte superior del caballón. En las zonas de alta montaña, en los acaballonados superficiales, para evitar que el cepellón de la planta pueda helarse si se coloca sobre el surco del subsolado realizado al pie del caballón, al haber una mayor disponibilidad hídrica, la planta se suele colocar a media altura del caballón o en la parte superior. Esta práctica es frecuente observarla en las zonas alpinas en las repoblaciones con *Pinus cembra*.

Aunque en la mayoría de los casos se siguen estas recomendaciones se puede observar en algunas repoblaciones errores en la colocación de la planta. Estos errores suelen conllevar diferentes problemas que pueden acabar con la desecación de la planta (figura 15.25).

2.2.6. Profundidad de plantación

La profundidad de la plantación se refiere a la distancia que queda enterrado el cuello de la raíz de la planta en relación a la superficie del suelo. La práctica habitual es enterrar la planta al nivel del cuello de la raíz mientras que la plantación profunda lo entierra más de 2 cm (figura 15.26). La profundidad de la plantación ha sido un tema sometido a discusión por la práctica que existe en determinadas regiones de realizar plantaciones profundas con el objetivo de reducir los riesgos de desecación de la planta, por exceso de transpiración, o los daños en el cuello en la raíz por elevadas temperaturas (Alegría

El error en la colocación ha contribuido a la desecación de la planta.

La plantación en lugar inadecuado puede contribuir a su descalce.

Figura 15.25. Ejemplos de mala colocación de la planta en terrenos preparados con un ahoyado con *ripper* en la línea de la máxima pendiente (las flecha rojas indican el lugar preparado para su colocación) (fotos: J Pemán).

Plantación profunda.

Plantación convencional.

Figura 15.26. Plantación de *Pinus halepensis* a diferentes profundidades en dos montes del valle del Ebro (fotos: J Pemán).

et al. 1977b; Stroempl 1990; Cuevas *et al.* 1995; South 2012; Ivetić y Devetaković 2016). En nuestro país es práctica habitual las plantaciones profundas en zonas como el valle del Ebro para evitar el riesgo de desecación como consecuencia de los fuertes vientos, aunque también se planta profundo en estaciones secas que soportan elevadas temperaturas y tienen suelos con texturas muy arenosas, donde se alcanzan altas temperaturas a nivel del cuello de la raíz.

Las plantaciones profundas tradicionalmente se han considerado como errores en la plantación (Wender 2004) y se las han asociado con diferentes efectos como un mayor riesgo de contraer enfermedades en la raíz y en el cuello de la raíz, una mayor tasa de mortalidad radical o una menor tasa de crecimiento aéreo y radical, de concentración de almidón en tallo y raíz y una menor producción de raíces (Domínguez-Lerena *et al*. 2001).

Esta discrepancia de resultados se ha justificado por las características de las diferentes especies ensayadas o por la naturaleza del suelo pero es evidente que deja abierta la cuestión de cuál es la profundidad de plantación recomendable. Ante la posible evidencia

de que una plantación profunda condicione el desarrollo radical de la planta y disminuya sus reservas de carbohidratos (Domínguez-Lerena *et al.* 2001) y que las razones por las que se justifica la plantación profunda pueden alcanzarse con el empleo tubos protectores (Bergez y Dupraz 1997; Bergez y Dupraz 2000; Gandía *et al*. 2013) o con la colocación de piedras alrededor de la planta (Espejo *et al*. 1990), se recomienda que la profundidad de la plantación sea la convencional.

A modo de conclusión, en el momento de la plantación se tendrá cuenta una serie de aspectos con objeto de que ésta reúna las garantías mínimas de éxito. Estos aspectos o consideraciones son:

- El terreno debe tener el tempero adecuado con objeto de que la tierra removida quede compactada y ligada al sistema radical de la planta.
- En todos los procedimientos se asegurará que no existen cavones o bolsas de aire en el interior del perfil edáfico, para lo cual, en función del procedimiento de preparación del suelo empleado, es conveniente dejar pasar un cierto tiempo, uno o dos meses, entre la ejecución de la preparación y la plantación.
- La planta debe quedar derecha.
- Las raíces no deben quedar dobladas, por lo que deben eliminarse las piedras que a ello contribuyan y debe realizarse una profundidad de labor, al menos 10 cm superior a la longitud del sistema radical.
- Una vez introducida la planta debe compactarse el suelo alrededor de la planta al objeto de conseguir un buen contacto entre la tierra natural y las raíces.
- En los hoyos abiertos antes de la plantación deben disgregarse los terrones de tierra y eliminarse las piedras de su interior.
- La parte aérea quedará vertical y liberada de terrones que puedan deformar o tapar las ramillas. No es práctica ortodoxa enterrar porciones de la parte aérea de la planta en la plantación.

2.3. Descripción de los procedimientos de plantación

Como en capítulos anteriores, en cada procedimiento se expresa su denominación y definición; las condiciones de aplicación; las herramientas, equipos y aperos; el método operativo y el rendimiento.

Los diferentes procedimientos que se van a describir son los siguientes: i) plantación manual, ii) plantación mecanizada con plantadora de reja, iii) plantación mecanizada con plantadora de tubo plantador, iv) plantación mecanizada con cabezal plantador, v) plantación mecanizada de estaquillas, vi) plantación simultánea con arado bisurco, y vii) plantación simultánea con retroexcavadora.

2.3.1. Plantación manual

Operación consistente en la apertura de una cata, con el uso de una herramienta a brazo, sobre el terreno previamente preparado. En la cata se coloca la planta siguiendo las recomendaciones generales anteriormente descritas. Este procedimiento puede realizarse para planta en contenedor o a raíz desnuda, aunque algunas herramientas son

exclusivas de un tipo de planta. Es el procedimiento de plantación más habitual, por las limitaciones que suelen presentar los montes al desplazamiento de la maquinaria. La falta de profesionalización del obrero forestal actual exige un gran control de esta operación para garantizar el éxito de la repoblación.

Condiciones de aplicación. Se aplica indistintamente a todo tipo de plantas y no tiene limitaciones ni por la pendiente, ni por el tipo de suelo, ni por el procedimiento de preparación del terreno. En la planta a raíz desnuda debe extremarse las malformaciones radicales como consecuencia de catas poco profundas. Las condiciones de tempero en el suelo y meteorológicas en el día de la plantación son más exigentes para la planta a raíz desnuda que en contenedor. En los suelos arcillosos o impermeables (índice de permeabilidad menor o igual a 3) o en los muy pedregosos (tierra fina inferior a 45%) es preferible utilizar azadas que barrón o plantamón, pues estos últimos realizan la cata por percusión y pueden compactar en exceso las paredes.

Herramientas. Se utiliza generalmente la azada de boca estrecha, siendo menos frecuente el empleo del barrón, plantamon® o el tubo plantador (figura 15.27). El barrón y el plantamon son herramientas que hacen la apertura de la cata por golpeo y compresión en suelos de textura franca.

La azada que se emplea en la plantación es de acero, ligera, de 1,5 a 1,8 kg, y de boca estrecha, de 120 mm y suele disponer de su borde afilado. Cuando se coloca un tubo invernadero es frecuente observar el empleo de la azada de planta triangular para facilitar el aporcado de la tierra alrededor del tubo. La azada se emplea para planta a raíz desnuda o en contenedor.

El barrón es una barra cilíndrica acabada en punta, de 1,5 a 1,7 m de longitud y de 5 a 7 cm de diámetro. Su peso supera los 7 kg. El plantamon es una pala de sección romboidal, de 5 kg de peso, que realiza la apertura de la cata por compresión de las paredes de la cata al igual que el barrón. Se utilizó inicialmente para la repoblación de coníferas a raíz desnuda aunque, también, puede usarse para planta en contenedor (Alegría *et al*. 1977b). Hoy en día es una herramienta en desuso, al igual que el barrón.

El tubo plantador es una herramienta utilizada para la plantación de planta en contenedor. Aunque en ambientes húmedos se emplea sobre suelos no preparados en ambientes mediterráneos debe emplearse con preparación previa del suelo. Uno de los tubos plantadores más difundidos es el diseño finlandés comercializado con el nombre de Pottiputki®. Este producto se comercializa con diferentes dimensiones: longitud entre 935 y 970 mm, diámetro entre 36 y 73 mm. Su peso oscila, según el modelo de 2,4 a 3,6 kg. Un aspecto que hay que garantizar, a la hora de utilizar el tubo plantador, es que el limitador de profundidad del tubo permita la plantación a la profundidad correcta de la planta según la altura del contenedor en la que ha sido cultivada. Su uso en nuestro país se ha concentrado en el norte peninsular.

Método operativo. La organización de la operación admite diversas variantes según el plantador coloque sólo la planta o tenga que colocar un tubo protector con posterioridad a la plantación (figura 15.28).

Tubo plantador.

Azada de boca estrecha (foto: .www.bellota.com).

Plantación con Plantamón en Lugo (foto: A Rodríguez López).

Figura 15.27. Herramientas para efectuar la plantación manual.

En el caso de que el plantador coloque sólo la planta, los trabajos pueden organizarse de dos maneras: i) el plantador lleva la planta, ii) un obrero diferente al plantador va distribuyendo la planta en cada punto de plantación. En este caso, el plantador lleva solo la herramienta.

En el primero de los casos el obrero plantador lleva la herramienta y la planta. La planta la transportará en cajas o espuertas, si es raíz desnuda, o generalmente en las bandejas donde se ha cultivado en vivero, si es planta en contenedor. Hay que tener muy presente el peso que supone transportar ambas cargas, para no sobrepasar el límite de carga manual para evitar riesgos para la salud. En este sentido deben evitarse las bandejas de 70 alveolos, que con volúmenes de 200 cm^3, llenas de plantas y saturado el sustrato, sobrepasan con diferencia dicho límite. Se recomienda, por ello, que el número de alveolos por bandeja esté entre 40 y 50. Generalmente al plantador se le abastece de bandejas por otro operario que las van repartiendo entre los diferentes plantadores. En ocasiones, el plantador tiene que desplazarse pequeñas distancias para recoger las bandejas en los diferentes puntos de acopio que se van estableciendo.

En el segundo caso existe un obrero repartidor o distribuidor de plantas que va colocando la planta en cada punto de plantación. Presenta como ventajas, frente a la organización anterior, que el plantador manipula una menor carga manual, evitando por tanto sobreesfuerzos y fatigas, y se reducen los tiempos improductivos, al no tener que desplazarse a por las plantas. El gran inconveniente de este método es el riesgo de desecación que puede sufrir la planta en el punto de plantación durante el tiempo que permanece en el mismo hasta que es plantada. Esta organización es claramente inviable si se trabaja con planta a raíz desnuda (Rietveld 1987).

El plantador transporta las plantas y la herramienta, requiriendo un punto de acopio cercano a los trabajos de plantación (fotos: X Goñi).

El plantador sólo lleva la herramienta y un operario distribuye la planta previamente sobre el hoyo de plantación (fotos: J Pemán).

Figura 15.28. Diferentes formas de organizar la plantación manual.

Una vez situado en el punto de plantación, el método operativo a seguir es común a cualquiera de las organizaciones elegidas y seguirá las recomendaciones sobre colocación de la planta ya descritas. El proceso operativo se podría descomponer en las siguientes tareas (figura 15.29): i) apertura de la cata sobre el terreno previamente preparado, ii) Extracción de piedras de la cata si las hubiera, iii) colocación de la planta en la cata a la profundidad correcta, vigilando que el tallo quede derecho y no haya deformaciones en el sistema radical, iv) cierre de la cata mediante el aporte de tierra, v) compactación de la tierra alrededor de la planta.

En el caso de la plantación de resinosas a raíz desnuda el procedimiento general puede sufrir alguna variante, pudiéndose encontrar una descripción más detallada en Alegría *et al*. (1977).

En el caso de que se haya decido colocar un tubo protector alrededor de la planta, las formas de proceder admiten diferentes variantes cuando el protector es colocado o no por el plantador. En el caso de tubos protectores rígidos, como es el caso de los tubos invernadero o tubos malla, este deberá ser colocado al nivel del suelo, o enterrado muy ligeramente, y posteriormente deberá aporcarse y compactarse tierra alrededor del mismo. El aporcado no debe ser excesivo, ya que se han observado deformaciones del tubo, aplastamiento de la planta y sombreo excesivo en el interior. Debe evitarse la práctica de enterrar el tubo alrededor de la planta por el riesgo de que el sistema radical quede

confinado en el interior del mismo. Este error en la colocación del tubo suele ser muy frecuente cuando el obrero que coloca el protector es diferente al plantador, ya que no suele llevar herramienta alguna para realizar el aporcado (figura 15.30).

Figura 15.29. Secuencia del proceso de plantación (de arriba y abajo y de izquierda a derecha): hoyo previamente preparado, apertura de la cata, colocación de la planta, cierre de la cata, planta colocada y cata cerrada, compactación alrededor de la planta (fotos: X Goñi).

En ambientes semiáridos y en rodales con pedregosidad superficial elevada, una práctica muy tradicional es que el plantador coloque tres piedras alrededor de la planta, con la finalidad de proteger el cuello de la raíz y la pérdida de agua del suelo por evaporación (figura 15.31). Aunque no hay evidencias de su contribución a la mejora de la supervivencia de la planta, sí se conocen las que hacen referencia a la mejora del contenido de agua en el suelo (Espejo *et al.* 1990).

Colocación del tubo por el plantador, realizando correctamente el aporcado de la tierra alrededor del tubo (fotos: X Goñi).

Colocación del protector por otro obrero, que realiza un enterramiento profundo del tubo, hecho que conlleva al confinamiento del sistema radical de la planta y a su muerte (fotos: X Goñi).

Figura 15.30. Secuencia de la colocación del tubo protector.

Figura 15.31. Plantación de *Juniperus oxycedrus* en ambiente semiárido (Granja d'Escarp, Lleida) colocando tres piedras alrededor de la planta. En la fotografía de la derecha puede observarse la mayor humedad del suelo debajo de las piedras (fotos: J Pemán).

Rendimiento. En el rendimiento de los trabajos de plantación se pueden considerar que influyen diferentes factores como: el tipo de planta; la pendiente; la preparación del suelo realizada, que facilita o dificulta la localización de los puntos de plantación; la densidad de plantación o la pedregosidad del suelo.

Para el Grupo Tragsa (2019) los factores que influyen en la plantación de plantas en contenedor son el volumen del contenedor, el tipo de suelo, la pendiente y el procedimiento de preparación del suelo (tabla 15.5).

2.3.2. Plantación mecanizada con plantadora de reja

Operación consistente en la colocación de una planta, en contenedor o a raíz desnuda, en el surco abierto por una reja que sigue la línea de la preparación realizada del suelo. Posteriormente a la colocación de la planta se cierra el surco alrededor de la planta. Dependiendo del dispositivo que lleve el apero se compacta o no la tierra. Para comprobar que la colocación de la planta es correcta, después de la plantación mecanizada se recomienda que un operario supervise la operación y corrija los casos en los que esta no se ha realizado convenientemente.

Condiciones de aplicación. Los principales condicionantes de esta operación son los que limitan el movimiento de los tractores de ruedas o cadenas sobre el monte. Por la forma de abrir el surco, es evidente que las plantadoras de rejas sólo se pueden emplear en los terrenos que se han realizado preparaciones lineales o a hecho del suelo.

Equipo y aperos. Tractor de ruedas o cadenas de una potencia alrededor de 80 CV que arrastra una plantadora de reja. El antecedente de las plantadoras actuales manejadas con tracción mecánica son las plantadoras tipo Ayllón, que eran accionadas con tracción animal (Iglesias *et al.* 1977; Gómez Mampaso 1993). Aunque las plantadoras forestales más utilizadas eran las de la empresa navarra Foresta, la simplicidad del apero hace que exista una variada oferta de modelos como la de las casas comerciales Montoliu, Agrotécnica AL, Deromero, Pazzaglia, Damcon, Egedal, etc. Básicamente las plantadoras de reja constan de los siguientes elementos (figura 15.32):

Tabla 15.5. Rendimiento de la plantación manual de 1000 plantas según las variables que lo condicionan (no se incluye el reparto de plantas) (GrupoTragsa 2019).

Tipo de plantas	Volumen del contenedor (cm^3)	Tipo de suelo	Preparación suelo	Pendiente	Rendimiento (h)
En envase	<250	tránsito	hoyo abierto	< 50	28,912
				>50	34,695
	>250			< 50	31,443
				>50	37,731
	<250	pedregoso		< 50	31,443
				>50	37,731
	>250			< 50	36,141
				>50	43,369
	< 250	cualquiera	hoyo tapado	< 50	21,432
				> 50	25,688
	>250			< 50	23,94
				> 50	28,728
	< 250	cualquiera	banqueta	< 50	38,093
				> 50	45,683
	>250			< 50	45,537
				> 50	54,645
Cualquier tipo			hoyo con barrena < 0,6 m		48,213
			hoyo con barrena 0,60-1 m		90,353
A raíz desnuda		tránsito	casilla	< 50	23,492
				>50	28,189
			hoyo	< 50	28,551
				>50	34,262
		pedregoso	hoyo	< 50	36,503
				>50	43,803
			banqueta	< 50	34,406
				>50	41,274

- Bastidor. Acoplado a los enganches del tractor, en uno, dos o tres puntos y sobre el que se sitúan los diferentes elementos. En algunas plantadoras este bastidor se puede desplazar mediante un cilindro hidráulico lo que le permite ajustarse a la línea de preparación del suelo en las laderas aterrazadas.
- Reja abresurcos. Consta de una doble vertedera que hace un surco de profundidad suficiente (20 a 40 cm) desplazando tierra a ambos lados del sentido de la marcha. En la parte delantera de la reja se dispone de una bota o punta que facilita su penetración en el suelo.
- Ruedas o rodillos de compactar. Compactan la tierra alrededor de la planta debido a su posición convergente.
- Asiento para el operario. Sentado, con las piernas extendidas, va colocando la planta en el surco abierto y la mantiene vertical hasta que se comprime la tierra a su alrededor por las ruedas o rodillos.
- Estantes para colocación de la planta. Alrededor del asiento del operario se dispone de una serie de estantes o repisas para colocación de las plantas.

Partes de la plantadora: a) reja abresurcos, b) bota o punta, c) ruedas compactadoras, d) estantes para transporte de bandejas de plantas, e) asiento del plantador, f) cadena para estimar el marco de plantación, g) discos de aporcar, h) bastidor hidráulico para ajustar la plantadora a la línea de plantación (fotos: X Goñi).

Plantadora de reja de la empresa alemana Lignovis. Después de la reja abresurcos se aprecian unos discos para aporcar y, finalmente, las ruedas compactadoras (fuente: www.lignotech.de).

Figura 15.32. Plantadoras de reja.

Algunas plantadoras disponen de otros elementos añadidos para mejorar sus prestaciones según los terrenos donde se utilizan. Así, en el caso de terrenos arenosos en ocasiones se colocan unos discos en la parte final del apero que aporcan y ayudan a formar un caballón a lo largo de la línea de plantación.

Las plantadoras de rejas para su uso con plantones, como es el caso de clones de híbridos del género *Populus*, suelen tener algunas modificaciones respecto a las plantadoras ya descritas. Así, disponen de unos cultivadores para el cierre del surco debido a las grandes dimensiones del mismo por el mayor tamaño de la reja abresurcos (figura 15.33). Los cultivadores aporcan la tierra alrededor de la planta pero no la compactan, por lo que precisan de la intervención posterior de un operario que realice esta labor.

Figura 15.33. Plantadora de reja para plantones y partes del apero denominado Plantaclón: a) reja abresurcos, b) bota o punta, c) cultivadores, d) bandeja para plantones, e) asiento del plantador (fotos: J Pemán).

Las plantadoras pueden ser simples o dobles, es decir, permiten la plantación en una o dos filas. Aunque el empleo de estas máquinas en el medio forestal ha sido muy limitado, la reforestación de tierras agrícolas posibilita, por las características de estos terrenos, el empleo más extendido de este tipo de aperos por la mejora y abaratamiento de los costes de la repoblación.

Método operativo. En días favorables para plantar dentro de la campaña, al igual que en la plantación manual, se dispone la plantadora arrastrada por el tractor sobre un surco de subsolado o sobre terreno suficientemente mullido. Al avanzar se va abriendo un surco en el que el operario introduce la planta sujetándola por la parte aérea hasta que es comprimida por la tierra que desplazan las ruedas compactadoras (figura 15.34). Esta operación se va repitiendo según el marco de plantación establecido en el proyecto. Algunas máquinas llevan una cadena que se extiende sobre el suelo y permite estimar la distancia entre las plantas. La velocidad de avance del tractor y la regularidad de movimientos del operario determinan una disposición a espacios iguales de las plantas en el terreno. Otro operario va andando detrás de la plantadora para subsanar manualmente los defectos que se pueden producir.

El método operativo con el uso del Plantaclón es similar. El operario, en este caso de pie, va colocando los plantones sobre el surco abierto por la reja a la distancia determinada por

el marco de plantación. Posteriormente, los cultivadores cierran el surco sin compactar la tierra alrededor de la planta. Por tanto, se requiere, como en el caso anterior, que un operario vaya andando detrás de la plantadora compactando la tierra y corrigiendo los errores que en la colocación de la planta se hayan podido producir (figura 15.35).

Figura 15.34. Secuencia del procedimiento de plantación de plantas en contenedor con plantadora de reja (fotos: X Goñi).

Figura 15.35. Plantación con la plantadora Plantaclon (fotos: J Pemán).

Rendimiento. Plantando en una sola fila se tiene un rendimiento de 700 a 800 plantas h^{-1}, luego tomando un valor medio de 750 plantas h^{-1} y 2.000 pies ha^{-1}, son necesarios: 2,6 horas de tractor ha^{-1} más el equivalente a 1 jornal ha^{-1} por el trabajo de tres operarios. Multiplicar por 2 el rendimiento cuando se utilizan plantadoras dobles. Con Plantaclón se han registrado rendimientos de 120 a 180 plantones h^{-1}.

2.3.4. Plantación simultánea entre vertederas del arado bisurco en el acaballonado con desfonde

Este procedimiento de plantación simultánea aprovecha la preparación del suelo mediante acaballonado con desfonde con doble vertedera, por lo que únicamente se aplica con este procedimiento de preparación del suelo (Alegría *et al.* 1977a). Este procedimiento está en desuso hoy en día.

Condiciones de aplicación. Tiene todos los condicionantes ya descritos del procedimiento de preparación del suelo que lo posibilita, el acaballonado con desfonde. Además, para hacer plantación simultánea, el tempero del suelo debe ser muy favorable. El suelo, de pendiente no muy acusada, debe tener poca pedregosidad. La mayor ventaja es la rapidez en la ejecución y el alto rendimiento, que proporciona unos costes muy bajos. Si el monte a repoblar no tiene excesivo matorral, se puede, en una sola operación, dejar terminada la repoblación.

Equipo y aperos. Tractor de cadenas de más de 100 CV de potencia que está dotado de un arado forestal bisurco reversible, ya descrito anteriormente.

Método operativo. Al avanzar el tractor sobre terreno desbrozado o de escaso matorral, va abriendo un surco y formando un caballón en dos etapas. Situado entre las dos vertederas va andando un operario que va depositando la planta sobre el caballón formado por la primera vertedera, sujetándola hasta que la tierra movida por la segunda vertedera cubre el sistema radical.

Repite sucesivamente la operación auxiliado por otro operario que le suministra planta escogida. Detrás de las vertederas va una tercera persona rectificando manualmente los fallos que se puedan haber producido. Las plantas quedan ligeramente inclinadas lo que se ha comprobado que no es un grave inconveniente, pues el geotropismo positivo de la raíz y el fototropismo del tallo rectifican al poco tiempo la inclinación. No obstante, en plantaciones adultas realizadas por este procedimiento se suele apreciar una ligera curvatura en la parte inferior de los fustes.

Rendimiento. La velocidad de avance media es de 1 km h^{-1} o de 0,27 m s^{-1}, similar a la de una plantadora en plantación mecanizada. Hacen falta por tanto del orden de 2,5 a 3 horas de tractor por ha más el equivalente a 2,5 a 3 por tres horas de trabajador, aproximadamente 1 jornal ha^{-1}.

2.3.5. Plantación simultánea con retroexcavadora.

Procedimiento ligado a la preparación puntual del suelo mecanizada con retroexcavadora, ya descrita anteriormente. Se suele emplear para plantaciones a raíz profunda, generalmente de especies del género *Populus*.

Condiciones de aplicación. El propio nombre del procedimiento expresa sus condicionantes. Está ligado a la implantación de choperas productivas, con preparación del suelo puntual mecanizada, en terrenos llanos con la capa freática a profundidad asequible. Se utiliza planta de clones de *Populus ×euramericana* seleccionados. La comprobación de la profundidad de la capa freática se hace en verano mediante catas en distintos puntos del terreno. La plantación se suele hacer en el mes de febrero. El abastecimiento hídrico suministrado por la plantación profunda permite buenos crecimientos de la masa instalada. No obstante, los suelos deben estar libres de salinidad y deben tener una pedregosidad relativamente escasa para alcanzar buenos desarrollos.

Equipo y aperos. Retroexcavadora de cadenas de más de 100 CV de potencia dotada con cazo de 90 cm.

Método operativo. Previo marcado de los hoyos en marco real o con marcos rectangulares que dan a cada planta más de 25 m^2, la retroexcavadora abre un hoyo de profundidad tal que alcanza la capa freática (de 1,5 a 3 m). Un operario introduce manualmente un plantón de dos o tres savias, de longitud superior a 4 m y lo sujeta mientras la máquina rellena el hoyo con la tierra extraída del siguiente (figura 15.36). Se procede así sucesivamente. Se suelen hacer señales con pintura sobre los plantones para controlar la profundidad de plantación.

También puede ser empleada para la plantación en superficie cuando por excesiva pedregosidad del perfil no puede utilizarse la barrena helicoidal. En este caso se suele excavar hasta un metro de profundidad. Se emplea también para chopos o álamos, fresnos, nogales, alisos, castaños.

Rendimiento. Se emplean entre 6 y 10 minutos por hoyo plantado según la profundidad. Tomando un rendimiento de 7,5 plantas h^{-1} y una densidad de 300 plantas ha^{-1}, hacen falta 40 horas ha^{-1}.

Figura 15.36. Plantación simultánea de *Populus ×euramericana* con retroexcavadora.

Resumen de limitaciones y efectos de los procedimientos de plantación.

Método de preparación	Limitaciones según el medio				Efectos	Otras limitaciones
	Clima	Pendiente	Pedregosidad del perfil	Accesibilidad	Impacto paisajístico	
Manual	Tempero en el suelo	> 60%	Limitante en el caso del barrón y el Plantamón	No existen	Nulo	
Mecanizada con plantadora de reja	Tempero en el suelo	> 35% en curvas de nivel	Limitante	No existen	Nulo	No apta para preparaciones del suelo puntuales
Mecanizada y simultánea con retroexcavadora	Tempero en el suelo	>55-60%, en líneas de máxima pendiente. Aunque su utilización en la plantación profunda de chopos se realiza sobre terrenos llanos	Limitante	No existen	Reducido	
Mecanizada y simultánea con arado bisurco	Evitar suelos encharcados o muy húmedos	>35%	Limitante	No existen	Medio	
Banquetas con pico mecánico	No existen; preferentemente con el suelo en tempero	> 45%	No limitante	Media por el movimiento del compresor por el monte	Reducido	

2.3.6. Plantación mecanizada de estaquillas

Operación consistente en la introducción de estaquillas, en un terreno previamente preparado, mediante la acción de un dispositivo que las hinca en el suelo a la profundidad y distancia preestablecida. No realizan, por tanto, la apertura de ningún surco o cata evitando de esta manera la introducción de elementos gruesos en el mismo o la formación de bolsas de aire.

Condiciones de aplicación. La plantación mecanizada de estaquillas, a parte de su uso en viveros, se ha extendido, hoy en día, a la plantación de cultivos energéticos de corta rotación, en concreto de las especies de los géneros *Salix* y *Populus*. Por las características orográficas donde se establecen estos cultivos, en donde todas las actuaciones son mecanizadas, la plantación mecanizada de estaquillas se realiza en terrenos de muy baja pendiente, que no suelen presentar limitación alguna al uso de estas plantadoras. Debido a como realizan la introducción de la estaquilla, el uso de estas plantadoras precisan de un terreno laboreado con una profundidad mínima de 40 cm.

Equipo y aperos. Como el resto de las plantadoras son aperos que son arrastrados por un tractor de ruedas o cadenas con una potencia mínima de 80 CV según sean plantadoras simples, dobles, etc.

Las plantadoras de estaquillas presentan ciertas diferencias según la tecnología en la que se basen, pudiéndose distinguir: i) Plantadoras por etapas, que utilizan varetas, ii) Plantadoras propiamente de estaquillas.

- Plantadoras por etapas. La tecnología en la que se basan fue desarrollada en Suecia hace más de 20 años y consiste en que la plantadora realiza el proceso de obtención de la estaquilla y su plantación a partir de la vareta (figura 15.37). Para ello, disponen de un tambor cortador, en donde se introduce la vareta, que realiza el corte y plantación posterior de la estaquilla. Mediante el uso de estas plantadoras se elimina, por tanto, la operación previa de preparación de la estaquilla y su conservación y mantenimiento hasta la plantación. Las estaquillas son cortadas a una longitud previamente preestablecida. Posteriormente la tierra es compactada por dos ruedas metálicas compactadoras. Existen numerosos modelos comerciales basados en esta tecnología como los de la empresa danesa Nordic Biomass o la alemana Lignovis. Los modelos son de dos filas o cuatro filas. Los de dos filas pueden alcanzar rendimientos de 10000 estaquillas h^{-1} y los de 4 filas de 24000 estaquillas h^{-1}.
- Plantadora de estaquillas.
  - Por inyectores. Las estaquillas, de 5 a 35 mm de diámetro y 30 mm de longitud, son colocadas por el operario en unos inyectores dispuestos radialmente sobre una rueda giratoria de metal (figura 15.38). Cuando por el movimiento de la rueda un inyector se encuentra en posición vertical, perpendicular al terreno, un sensor de proximidad por medio de una electroválvula acciona la extensión de un gato hidráulico que empuja el elemento inyector hacia abajo, introduciendo la estaquilla. La empresa italiana Spapperi fabrica este tipo de plantadoras.

Plantadora por etapas doble de la empresa danesa NB (fuente: www.nordicbiomass.dk).

Plantadora por etapas de 4 filas de la empresa alemana Lignovis. El brazo izquierdo permite marquillar o replantear la siguiente línea de plantación (fuente: www.lignotech.de).

Figura 15.37. Ejemplos de plantadoras por etapas disponibles en el mercado.

Figura 15.38. Plantadora de estaquillas mediante inyectores fabricada por la empresa italiana Spapperi (fuente: www.spapperi.com).

- Plantadoras oruga. Consta de una oruga, que se desplaza sobre dos ruedas metálicas huecas que hacen de cabezal plantador. Algunas de las tejas de la oruga están perforadas, para que la estaquilla sea introducida por los orificios de

la misma. Las ruedas, con su movimiento rotacional, introducen las estaquillas en el suelo. La propia oruga realiza la compactación de la tierra alrededor de la estaquilla. Según la distancia entre estaquillas para la plantación en una fila pueden intervenir uno o dos operarios. El equipo constituido por el conductor del tractor, dos operarios que van alimentando la plantadora de estaquillas, un operario por delante del tractor señalando la dirección de avance y otro operario que repasa las estaquillas plantadas, puede efectuar la plantación de 20000 estaquillas en una jornada (Rueda *et al.* 2020) (figura 15.39).

Plantadora de estaquillas de la casa comercial italiana Rotor (foto: JL García Caballero).

Plantadora LignoPlanter-C de la empresa alemana Lignovis (fuente: www.lignotech.de).

Figura 15.39. Ejemplos de plantadoras de estaquillas disponibles en el mercado.

2.3.7. Otras plantadoras de posible interés

En España, las plantadoras forestales más utilizadas han sido las de rejas por lo que el uso de estas se ha limitado a superficies de baja pendiente, terrenos llanos o superficies aterrazadas, con preparaciones del suelo lineales o areales. Las limitaciones de estas condiciones han hecho que la plantación manual siga siendo mayoritaria en los terrenos de elevada pendiente o donde la preparación del suelo ha sido puntual. La falta de trabajadores especializados en estas operaciones hace que la plantación sea, hoy en día, una etapa crítica en el proceso de repoblación forestal. Es por ello, que se hace imprescindible valorar la posibilidad de mecanización de la plantación para las diferentes condiciones de terreno. La tecnología actual ha diseñado una amplia variedad de plantadoras, para plantas en contenedor, que permitirían su uso en casi cualquier condición. Aunque en nuestro país apenas se han usado es interesante describir las siguientes: i) plantadora con tubo plantador o pico de pato de la empresa portuguesa Herculano, ii) cabezal plantador de tambor de la empresa sueca Bracke Forest, iii) cabezal plantador de la empresa finlandesa Risutec, iv) cabezal plantador de la empresa finlandesa M-Planter (tabla 15.6) (figura 15.40) .

- Plantadora de tubo plantador o pico de pato. Coloca una planta en contenedor en la cata abierta por las valvas huecas del pico de pato de un tubo plantador en un terreno previamente preparado. La apertura de la cata se realiza de forma similar a la descrita para la plantación manual con tubo plantador con la diferencia que la apertura de las valvas se realiza hidráulicamente. Para comprobar que la

Tabla 15.6. Características principales de los cabezales plantadores de las casas comerciales Bracke forest, Risutec y M-Planter.

Marca	Modelo	Tipo de chasis	Peso de la máquina (t)	Peso del cabezal (t)	Plantas	Tipo de preparación del suelo	Profundidad de la preparación (cm)	Otras características
Bracke	P11	Retroexcavadora Retroaraña	14 - 20	1,1	62-196	Acaballonado		
	P12		16 - 20	1,1 - 1,5	196	Subsolado		Riego, fertilización
Risutec	ASP	Retroexcavadora Retroaraña	20	1,8	360 - 720	Subsolado	45	Riego, fertilización
	SKB		16	1,5	180	Subsolado	70	
	PM160			0,95	160	Acaballonado		
	MTSA-120		7 a 13	0,85	120	Subsolado	45	
	TK120 TK200		10 a 18	1,1 - 1,3	120 - 198	Acaballonado		
M-Planter	M-120	Retroexcavadora	12 a 14	0,9	122	Acaballonado		Cabezal individual
	M-160	Cosechadora		0,9	160			Cabezal individual
	M-240	Retroexcavadora	14 - 17	1,5	244			Cabezal doble
	M-320	Retroexcavadora Cosechadora	14 - 17	1,5	320	No realiza preparación del suelo		Cabezal doble

Plantadora con tubo plantador
(foto: J Pemán).

Cabezal plantador de tambor Bracke Forest
(foto: www.brackeforest.com).

Cabezal de tambor plantador Risutec
(foto: www.risutec.fi).

Cabezal doble plantador M-Planter
(foto: www.m-planter.fi).

Figura 15.40. Diferentes tipos de plantadoras y cabezales plantadores.

colocación de la planta es correcta se recomienda la supervisión por otro operario que circula detrás de la plantadora. Esta plantadora se ha utilizado en Portugal para la plantación de *Pinus pinaster* en contenedor.

Los principales condicionantes de esta operación son los que limitan el movimiento de los tractores de ruedas o cadenas sobre el monte. En este caso, el tractor podrá circular por curvas de nivel o en líneas de máxima pendiente. A diferencia de la plantadora de reja, puede utilizarse para preparaciones del suelo puntuales.

La plantadora consiste en un tubo plantador que es accionado hidráulicamente por el plantador (figura 15.41). Unos dispositivos colocados en las cercanías de las valvas permiten la compactación posterior. La plantadora puede nivelarse para adaptarse a las condiciones del terreno. En algunos modelos puede incorporar alimentación automática de planta y riego localizado en el punto de plantación. Estas plantadoras son máquinas hidráulicas complejas que van acopladas a tractores forestales con potencia superior a 120 CV.

- Cabezal plantador Bracke. Coloca la planta en contenedor en un terreno en el que ha hecho previamente una escarificación. Dependiendo del modelo pueden llevar como dispositivos para la preparación del suelo un subsolador o una hoja que permite realizar un escarificado y pequeño acaballonado. La profundidad del

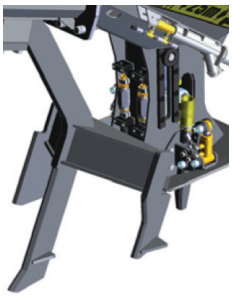
Figura 15.41. Plantadora forestal con tubo plantador accionado hidráulicamente por el operario y planta establecida con esta máquina (fotos: J Pemán).

escarificado puede alcanzar los 45 cm, por lo que en terrenos donde no se precisa de una labor profunda podemos considerar que realiza una plantación simultánea con la preparación del suelo. La colocación de la planta se realiza mediante un mecanismo hidráulico.

El cabezal se puede implementar en los extremos de los brazos de retroexcavadoras o retroarañas (figura 15.42). Tiene un giro de 360° y dispone de un tambor rotatorio donde se colocan las plantas sobre unos envases. La capacidad de estos tambores es de 62 a 196 plantas según el modelo de cabezal seleccionado. Todo el proceso de plantación es controlado desde la cabina de la máquina siendo la reposición de las plantas, en el tambor, el único proceso manual de la plantación. En esta tarea se puede llegar a invertir el 20% del tiempo productivo. Hay modelos de cabezal que pueden llevar incorporados dispositivos para la realización del riego y fertilización simultáneos a la plantación. La productividad de estos cabezales se ha estimado en 300 plantas h^{-1}.

- Cabezal plantador de tambor Risutec. Tienen una amplia gama de plantadores que se implementan en los brazos de retroexcavadoras o retroarañas. Según el modelo de cabezal, la preparación previa del suelo que realizan es un subsolado (modelo SKB) o un acaballonado (figura 15.43). Mientras que la labor de acaballonado tiene una profundidad de 45 cm la de subsolado puede alcanzar los 70 cm. Si esta labor se considera suficiente realizaría una plantación simultánea con la preparación del suelo. Todos los modelos de cabezal permiten llevar una serie de dispositivos para poder realizar el aporte de riego, fertilización, etc. Las plantas se colocan sobre unos tambores circulares o rectangulares. El número de plantas que caben en el tambor es variable según los modelos, oscilando entre 120 y 720 plantas. Realizada la preparación previa del suelo el cabezal introduce la planta en el suelo gracias a un dispositivo hidráulico. En algunos modelos la profundidad de plantación es regulable.

Cabezal plantador de tambor Bracke.



Elemento subsolador.

Tambor para plantas.

Figura 15.42. Operativa y variantes del cabezal plantador Bracke (fuente: www.brackeforest.com).

Modelo SKB que realiza una operación de subsolado.

Modelo TK que realiza una operación previa de acaballonado.

Figura 15.43. Cabezales Risutec (fuente: www.risutec.fi).

- Cabezal plantador M-Planter. La singularidad de estos cabezales es que uno de los modelos que comercializan es una plantadora con dos cabezales (figura 15.44) (tabla 15.9). Los chasis sobre los que se puede implementar son los de una cosechadora o el de una retroexcavadora. Dispone de ajuste de profundidad, entre 12 y 15 cm, y de separación entre las plantas de la plantadora doble, entre 2 y 3 m.

Al igual que en los anteriores cabezales se le pueden colocar unos dispositivos para realizar un riego o un aporte de fertilizante. La capacidad que tiene los tambores es de 122 a 320 plantas, según modelos.

Cabezal simple.

Doble cabezal.

Figura 15.44. Cabezales plantadores M-Planter (fuente: www.m-planter.fi).

BIBLIOGRAFÍA

Alegría A, Ayala E, Ayala J, (1977a) Acaballonado con desfonde. En: Navarro-Garnica M (ed) Técnicas de forestación 1975. ICONA, Madrid, pp 66-70

Alegría A, Ayala JL, Fuente A, (1977b) Plantación manual de resinosas a raíz desnuda. En: Navarro Garnica M (ed) Técnicas de forestación 1975. ICONA, Madrid, pp 107-114

Arco del J, Carretero M (2012) Preferencias en el consumo de bellotas por Mus spretus Lataste (1883) y su influencia en la dispersión de especies de quercíneas. En: Martínez Ruiz C, Lario F, Fernández B (eds) Avances en la restauración de sistemas forestales: técnicas de implantación. Palencia, pp 95-100

Ariza D, Navarro-Cerrillo, R.M., del Campo A (2008) Influencia de la fecha de plantación al establecimiento de Pinus halapensis aplicación de la proteómica a estudios de Ecofisiología en campo. Cuad Soc Esp Cienc For 117:111-117

Balbuena E, Doncel E (2001) Estado de las densificaciones de arbolado realizadas con encina (Quercus ilex L .) y Alcornoque (Quercus suber L.) en Extremaduea en el periodo 1994-2000. Montes 55:19-30

Bergez J, Dupraz C (1997) Transpiration rate of Prunus avium L . seedlings inside an unventilated treeshelter. For Ecol Manage 97:255-264

Bergez J, Dupraz C (2000) Effect of ventilation on growth of Prunus avium seedlings grown in treeshelters. Agric For Meteorol 104:199-214

Burdett A. (1990) Physiological processes in plantation establishment and the development of specifications for forest planting stock. Can J For Res 415-427

Castell C, Castelló JI (1996) Metodología y resultados de la siembra aérea efectuada en el Parque natural del Garraf. Montes 46:51-57

Castro J, Leverkus AB, Fuster F (2015) A new device to foster oak forest restoration via seed sowing. New For 46:919-929

Cuevas Y, Jerez M, Jovellar L, (1995) Manual de forestación. Junta de Castilla y León, Valladolid

Domínguez-Lerena S, Villar-Salvador P, Fuertes L, Peñuelas-Rubira JL (2001) ¿Puede la profundidad de plantación afectar la calidad fisiológica y el desarrollo en campo de los brinzales de Pinus halepensis? 3 Congreso Forestal Español 3:49-54

Dronecoria (2019) Reforestar con drones. https://dronecoria.org/

Durán J, Retamal N, Giménez Sampaio T, Sampaio N (1994) Acondicionamiento osmótico y recubrimiento de las semillas. ITEA 15:50-69.

Espejo R, Barragán E, Pérez-Arias J (1990) El mulch de piedra y la relación suelo-agua en los suelos desarrollados sobre formaciones de ladera. Ecología 15-21

Focardi S, Capizzi D, Monetti D (2000) Competition for acorns among wild boar (Sus scrofa) and small mammals in a Mediterranean woodland. J Zool 250:329-334

Gandía R, Alegría R, Plaza J (2013) Resultados de ayudas a la regeneración artificial en los arenales de la cuenca del Adaja, comarca de Arévalo, Ávila. 5 Congreso Forestal Español

Gobierno Navarra (2011) Tarifas Forestales de Navarra. Gobierno de Navarra, Pamplona

Gómez J, García D, Zamora R (2003) Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a Mediterranean Quercus pyrenaica forest. For Ecol Manage 180:125-134

Gómez Mampaso V (1993) La plantación forestal en terrenos agrícolas. Plantadoras. Montes 33:128-132

GrupoTragsa (2019) Tarifas. Empresa pública TRAGSA, Madrid

Iglesias A, Lorente A, Pedro de J, (1977) Plantación mecanizada de pino a raiz desnuda. En: Navarro-Garnica M (ed) Técnicas de forestación 1975. ICONA, Madrid, pp 131-140

Ivetić V, Devetaković J (2016) Reforestation challenges in Southeast Europe facing climate change. Reforesta 178-220

Junta de Extremadura (2018) Tarifas precios forestales. http://extremambiente.gobex.es/index.php?option=com_content&view=article&id=3311&Itemid=278

Kormanik PP, Sung SS, Kormanik TL, (1998) Effect of acorn size on development of northern red oak 1-0 seedlings. Can J For Res 28:1805-1813

Landis T., Dumroese R., Haase D. (2010) The container tree nursery manual. Seedling processing, storage and outplanting, USDA Fores. USDA Forest Service, Washington, DC

Margolis H., Brand D. (1990) An ecophysiological basis for understanding plantation establishment. Can J For Res 20:375-390

Martínez-Sanz F, Enciso E (2017) Comparación entre diferentes técnicas de siembra en restauración de zonas incendiadas. En: SECF (ed) 7 Congreso Forestal Español. Plasencia, p 13

Mckay HM (1996) A review of the effect of stresses between lifting and planting on nursery stock quality and performance. New For 13:363-393

Navarro F, Ripoll M, Castro J, (2017) Evaluación de nuevas técnicas de regeneración asistida del arbolado en dehesas (NUTERA_DE). 7 Congreso Forestal Español

Navarro FB, Jiménez N, Ripoll M, (2006) Direct sowing of holm oak acorns : effects of acorn size and soil treatment. Ann For Sci 63:961-967

Palacios G, Navarro-Cerrillo R, Campo A, Toral M (2009) Site preparation, stock quality and planting date effect on early establishment of Holm oak (Quercus ilex L.) seedlings. Ecol Eng 35:38-46

Pemán J, Navarro-Cerrillo R, Nicolás J, (2012) Producción y manejo de semillas y plantas forestales (Tomos I y II). Ministerio de Medio Ambiente. Madrid

Peñuelas JL, Dominguez S, Herrero N, (2002) Experiencias de aplicación de semillado directo para la restauración forestal. Junta de Andalucía, Sevilla

Perdiguer A, Zuriaga P (2001) Productos repelentes. En: MAPA (ed) Daños en la Agric. causados por Vertebr. MAPA, Madrid, pp 163-165

Pesendorfer MB (2014) The effect of seed size variation in Quercus pacifica on seedling establishment and growth. Gen Tech Rep PSW-GTR 251:407-412

Radoglou K, Raftoyannis Y, Halivopoulos G (2003) The effects of planting date and seedling quality on field performance of Castanea sativa Mill . and Quercus frainetto Ten . Forestry 76:569-578

Reque JA, Martin E (2015) Designing acorn protection for direct seeding of quercus species in high predation areas. For Syst 24:1-5

Rietveld W. (1987) Transplanting shock in bareroot conifer seedlings. Natl. Nurs. Proc. 49-71

Rueda J, García-Caballero J, Martínez-Sierra F, Prada M (2020) Viveros de chopos en Castilla y León. Junta de Castilla y León, Consejería de Fomento y Medio Ambiente, Valladolid

Scott J (1989) Seed coatings and treatments and their effects on plant establishment. Adv Agron 42:43-83

Serrada R (2000) Apuntes de repoblaciones forestales. Fundación Conde del Valle de Salazar-Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal, Madrid

South D (2012) Planting Deep Increases Early Survival and Growth of Pinus echinata Seedlings. Open For Sci J 5:33-41

Stjernberg EI (1997) Mechanical shock during transportation: Effects on seedling performance. New For 13:395-414

Stroempl G (1990) Deeper planting of seedlings and transplants increases plantation survival. Tree Plant Notes 41:17-21

Sunyer P (2015) Context dependency in acorn predation and dispersal by Apodemus sylvaticus in Mediterranean oak forests: the role of seasonality, spatial heterogeneity and animal-animal interactions. Tesis Doctoral. Autónoma de Barcelona

Trent A, Nolte D, Wagner K (2001) Comparison of commercial deer repellents. Timber Tech Tips 1-6

Trout R, Pepper H (2006) Forest Fencing. Forestry Commision, London

Wender K (2004) Handbook of forestry. John Wiley & Sons

Zeman J, Hrbek J, Drimaj J, Plhal R, Kamler J, Adamec Z, Heroldová M (2016). Wild boar impact to the natural regeneration of oak and acorn importance in its diet. Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis 64(2): 579-585

Capítulo 16
La calidad de los materiales de reproducción

Pedro VILLAR SALVADOR, Juan Luis PEÑUELAS RUBIRA,
Juan Luis NICOLÁS PERAGÓN

1. Concepto de calidad de materiales forestales de reproducción

La implantación de vegetación en las repoblaciones forestales se puede realizar a partir de plantas cultivadas en vivero o bien mediante la introducción directa en campo de semillas o fragmentos vegetativos de las plantas, como estaquillas, bulbos o rizomas. En situaciones muy especiales también se puede utilizar plantas extraídas del regenerado en poblaciones naturales, que son trasladadas a vivero para finalizar su cultivo antes de llevarlas al campo o bien son trasplantadas directamente en el lugar final de repoblación. Esta opción se reserva para situaciones en las que es muy difícil cultivar las plantas y la siembra directa no funciona bien como método de repoblación. Al conjunto de semillas, fragmentos o partes vegetativas de plantas y plantas obtenidas por vía sexual o asexual, y que se usan de forma directa o indirecta en la actuación reforestadora, se les denomina materiales forestales de reproducción (MFR). La calidad de los MFR puede condicionar el éxito de una repoblación forestal. En este capítulo se aborda el concepto de calidad de los MFR y sus componentes, la forma de evaluarla y los factores que la condicionan.

La calidad de un MFR hace referencia a su capacidad para alcanzar un nivel esperado de supervivencia y crecimiento en un medio determinado y, por tanto, de cumplir los objetivos establecidos para el proyecto de repoblación forestal (Duryea 1985; Ritchie 1984; Ritchie y Landis 2010). Obviamente, los umbrales de supervivencia y crecimiento esperados deben ser realistas y acordes con el contexto ambiental de la actuación repobladora. Por ejemplo, no es razonable aspirar a una supervivencia del 95% en una plantación tardía de primavera de *Quercus ilex* en un lugar con 400 mm de precipitación, donde la preparación del suelo ha sido poco intensa y no se han aplicado riegos de mantenimiento. Asimismo, dada la naturaleza de los MFR, su comportamiento no puede predecirse con la certeza que cabe asignar a la materia inerte.

En el caso de las plantas cultivadas en vivero, no existe un modelo universal de calidad de planta. El patrón dependerá de los objetivos y las condiciones en las que se hace una repoblación forestal (Ritchie y Landis 2010). Un tipo de planta puede servir para unas repoblaciones, pero no para otras. Por ejemplo, los atributos morfológicos y fisiológicos de las plantas destinadas a una repoblación en un suelo degradado y poco profundo no pueden ser los mismos que los de las plantas empleadas en un clima más húmedo y con suelos profundos, o las utilizadas en el ajardinamiento urbano.

El desarrollo de los MFR en una repoblación va a depender en buena medida de los atributos funcionales de las plantas, que son el conjunto de sus rasgos morfológicos, fisiológicos y sanitarios. Ejemplos de tal tipo de atributos son el tamaño, la tolerancia a la helada, la proporción de raíces o la concentración de nutrientes, mientras que en semillas lo son el peso o el contenido hídrico. Los atributos funcionales de un MFR dependen de su herencia genética (Aranda *et al.* 2010; Matías *et al.* 2014), la cual tiene una base evolutiva debido, sobre todo, a presiones selectivas que han operado de manera distinta en las poblaciones. Y también resultan del ambiente en el que se forman. Por ejemplo, el tamaño de la semilla que produce un árbol puede variar entre años, dependiendo de las condiciones meteorológicas, e incluso dentro del mismo árbol (Shi *et al.* 2019). De manera análoga, las plantas cultivadas a partir de un mismo lote de semillas pueden tener características funcionales muy diferentes, según el ambiente de cultivo en el vivero (del Campo *et al.* 2011a; Mollá *et al.* 2006; Oliet *et al.* 1997; Villar-Salvador *et al.* 2013b).

La calidad de los MFR no es inmutable, cambia en el tiempo. Así, la tolerancia a las heladas de las plantas perennes de climas templados y fríos presenta grandes diferencias a lo largo del otoño, invierno y primavera; variaciones que, además, dependen de las temperaturas de la localidad de cultivo para los brinzales (figura 16.1) o de recolección en el caso de material vegetativo. En este sentido, es importante tener en cuenta que la resistencia de una planta a situaciones de estrés es, en general, mayor cuando está en reposo vegetativo que cuando está en crecimiento activo (Greer *et al.* 2000). La edad de la planta también puede afectar a su calidad. En *Quercus faginea*, las plantas de dos savias presentaron menor crecimiento en vivero y campo que las de una savia (Nicolás Peragón *et al.* 2004).

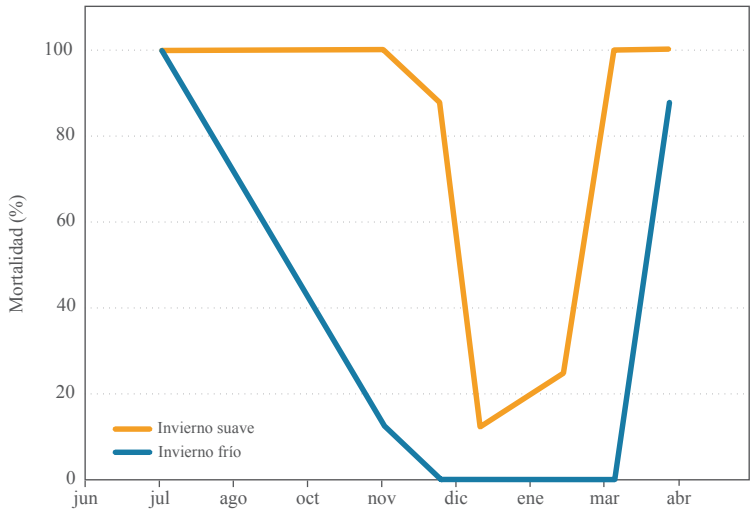


Figura 16.1. Evolución de la mortalidad en respuesta a una helada de -12 °C de brinzales de *Quercus ilex* cultivados en dos localidades de inviernos con temperaturas contrastadas (modificado de Mollá *et al.* (2006)).

La importancia de la calidad de los MFR se incrementa cuanto más limitante sea el medio donde se ejecuta la repoblación. Por ejemplo, en *Pinus halepensis*, las diferencias de supervivencia y crecimiento entre lotes de plantas de distinta calidad como resultado de un manejo distinto durante su cultivo, solo se observaron cuando las plantas se trasplantaron a una parcela con fuerte competencia herbácea. En cambio, en las parcelas sin concurrencia las diferencias fueron inexistentes (Cuesta *et al.* 2010) (figura 16.2). Como regla general, cuando las condiciones ambientales son poco limitantes, todas las plantas, hasta las de mala calidad, pueden acabar desarrollándose relativamente bien.

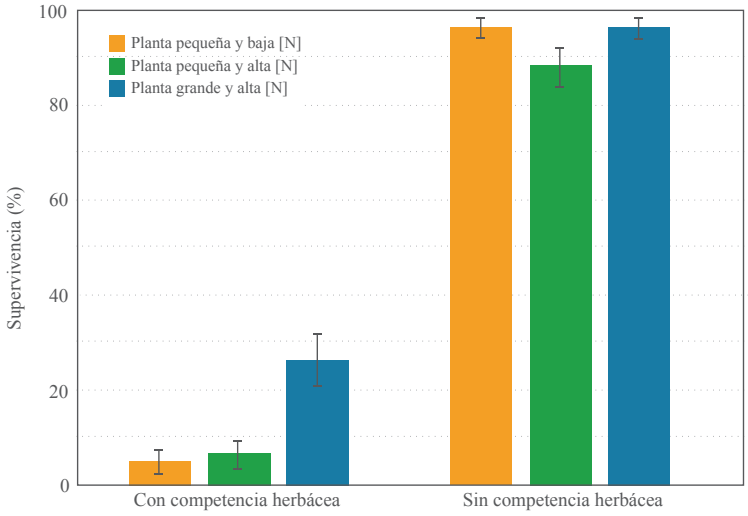


Figura 16.2. Valores promedio (±1 error estándar) para la supervivencia de tres tipos de plantas de *Pinus halepensis* con diferencias notables de tamaño y concentración de nitrógeno [N] que fueron plantados en dos ambientes: uno de ellos con fuerte competencia herbácea y otro sin hierba (modificado de Cuesta *et al.* (2010)).

A menudo la calidad de planta tiene un efecto sinérgico con ciertas prácticas de la repoblación, como la época de plantación o la preparación del suelo. Así, en una plantación de *Quercus ilex* en Aznalcóllar, los mejores resultados de supervivencia y crecimiento de los brinzales de alta calidad se alcanzaron con preparaciones intensas del suelo mediante subsolado y fecha de plantación temprana (noviembre) (Palacios *et al.* 2009).

Utilizar MFR de calidad es importante por dos motivos. Por un lado, porque de no hacerlo, se puede incrementar el coste de una repoblación debido a la reposición de marras o a la necesidad de introducir prácticas culturales muy gravosas, como los riegos de socorro. Del mismo modo, el rendimiento de las plantaciones productivas puede reducirse. Por otro lado, los objetivos ecológicos de la repoblación no se alcanzan o se retrasan, ya que la evolución de la cubierta vegetal es muy lenta. Esto puede ocurrir, por ejemplo, en actuaciones donde controlar la erosión es prioritario, como en las escombreras de las minas. A los viveristas también les interesa que sus plantas sean de calidad, dado

que su prestigio es una garantía de ventas futuras. Finalmente, el empleo de plantas de buena calidad permite aseverar que el fracaso de una repoblación no se puede atribuir a la planta, sino a otros factores.

Los efectos negativos del uso de MFR de baja calidad suelen detectarse rápidamente en el campo, especialmente durante el primer período de estrés para las plantas. Además, la baja calidad del MFR puede tener consecuencias a largo plazo, especialmente si el mismo no está adaptado al ambiente de la localidad de repoblación (Alía *et al.* 1995; Ramírez-Valiente *et al.* 2009). Otro ejemplo son las deformaciones radicales inducidas por determinados contenedores de cultivo, las cuales dificultan el desarrollo ulterior de las raíces en campo, lo que debilita el anclaje del árbol y puede desembocar en su caída o la generación de un tronco torcido en su base (Lindström y Rune 1999; Stromberg 2002). Por todos los motivos expuestos, debe ser un objetivo de la gestión forestal garantizar que los MFR son de calidad y desarrollar mecanismos de control que permitan separar los MFR cuyo desempeño en el monte probablemente no sea el esperado.

A continuación, se abordan aspectos específicos de la calidad de los principales MFR involucrados en repoblaciones forestales.

2. La calidad de las semillas

Las semillas son las unidades de reproducción y diseminación de las plantas superiores. En muchos casos, especialmente cuando se trata de especies arbóreas o arbustivas, la reproducción por semillas es, en la práctica, la única forma de multiplicación, debido a que no se dispone de métodos vegetativos o a que éstos no resultan económicos para las cantidades de plantas demandadas en las repoblaciones forestales.

Las semillas pueden desempeñar un papel principal en la actuación repobladora, como ocurre en las siembras directas, o tener una relevancia más encubierta, caso de las plantaciones, en las que ceden el protagonismo a las plantas generadas a partir de ellas en vivero. Los atributos funcionales y el comportamiento de las plantas en repoblación vendrán condicionados por las semillas, particularmente por su componente genético (Alía *et al.* 2001) y su tamaño (Baraloto *et al.* 2005; Ramírez-Valiente *et al.* 2009; Shi *et al.* 2019). El uso de semillas como material de reproducción conlleva la ventaja de aportar una variabilidad genética más o menos alta según las especies. Ello posibilitará en gran medida la adaptación de las plantas a las condiciones cambiantes del medio y su persistencia en el tiempo.

En el contexto de las semillas, la calidad puede subdividirse en cuatro cualidades básicas: genética, morfológica, fisiológica y sanitaria. La presencia de estas cuatro cualidades esenciales en su máximo nivel permite que las semillas alcancen la calidad integral (Terenti 2004). De forma general, se entiende por lote de semillas de buena calidad aquél que comporta tanto unas semillas viables y vigorosas como unas semillas genéticamente idóneas para el lugar en que se va a utilizar y el objetivo que se persigue. Puede ocurrir que unas semillas fisiológicamente buenas den lugar a una producción satisfactoria de plantas, pero que la repoblación derivada de las mismas presente unos resultados pobres

en supervivencia, crecimiento, porte, estado sanitario, etc., por no estar bien adaptadas a las condiciones locales.

2.1. Factores que afectan la calidad de las semillas

La semilla se encuentra formada por un embrión, reservas nutritivas capaces de abastecer a la plántula durante la germinación, antes de que aparezcan las primeras hojas fotosintetizadoras y la plantita pueda absorber nutrientes del suelo o sustrato, y una o varias envueltas protectoras. En base a ello, la primera condición que debe cumplir una semilla es que sea viable, es decir, que el embrión esté vivo y que se encuentren intactas las otras estructuras que le acompañan. Un segundo requisito es que el conjunto posea una capacidad germinativa de moderada a alta en condiciones estándar de humedad y temperatura. La facultad germinativa de un lote se semillas debe ponerse en el contexto de la capacidad germinativa intrínseca de la especie. Así, por ejemplo, una capacidad germinativa elevada en *Juniperus thurifera* supone valores del orden del 50% (Nicolás Peragón *et al.* 2013), mientras que estas magnitudes son inaceptables para *Pinus halepensis* (Puértolas *et al.* 2012). Conseguir una elevada calidad morfofisiológica en un lote de semillas exige que la semilla se recolecte en el momento oportuno, que se transporte, extraiga y procese sin dañarla y que se conserve adecuadamente hasta el momento de su utilización. Hay que tener en cuenta que las bajas germinaciones van a menudo ligadas a una mayor probabilidad de generar plántulas anormales (figura 16.3), tal como hemos constatado en el laboratorio de semillas del Centro Nacional de Recursos Genéticos Forestales "El Serranillo". Pero, además, es importante considerar otro componente relativo al potencial biológico de las semillas como es el vigor, entendiendo como tal la suma de aquellas propiedades que determinan la actividad y comportamiento de los lotes de semillas con germinación aceptable en un amplio rango de ambientes. El vigor incluye la tasa y uniformidad de la germinación y crecimiento de las plántulas, la capacidad de emergencia de las semillas bajo condiciones ambientales desfavorables y el comportamiento después del almacenaje, especialmente el mantenimiento de la capacidad de germinar. A su vez, el lote de semillas debe estar libre de agentes nocivos y exento de mezclas con otras semillas y de material extraño o inerte.

El deterioro de las semillas comienza sobre la propia planta madre, apenas han madurado, y sigue tras la diseminación. La velocidad de la degeneración depende principalmente de las condiciones ambientales (Joët *et al.* 2013). Posteriormente, hay que tener especial cuidado durante el proceso de obtención y las operaciones de acondicionamiento de las semillas para su almacenamiento o uso. De hacerse incorrectamente pueden también reducir la viabilidad y vigor de la semilla y su potencial tiempo de conservación (Merouani *et al.* 2001). Por último, el proceso degenerativo causado por el envejecimiento durante el almacenaje comporta una progresiva disminución del vigor (Piotto y Falleri 2001). La muerte de las semillas viene precedida de un período en que se reduce su habilidad para germinar en condiciones de estrés y aumenta de forma importante la probabilidad de que generen plántulas anormales. Por ello, los lotes de semillas deben desecharse una vez que la germinación descienda por debajo de un nivel aceptable para cada especie. Niveles de referencia para una buena parte de la flora leñosa española pueden consultarse en Pemán *et al.* (2013).

De manera general, hay que evitar recolectar semillas y frutos los años de fructificación baja, aprovechando en lo posible los de mayor cosecha, lo que redundará positivamente en la calidad de las semillas (mayor viabilidad y longevidad, menor incidencia de plagas y reducción de costes). Las semillas deben recolectarse en el mayor número posible de pies, no centrándose exclusivamente en los más productivos o de recogida más accesible y procurando que la contribución individual sea equitativa (Burgarella *et al.* 2007; Lefèvre 2004). El mínimo de individuos genéticamente distintos aceptable para minimizar la consanguineidad ulterior y asegurar una variabilidad genética suficiente es 20-50 pies madres distantes (Namkoong *et al.* 1980; OECD 2013), siempre y cuando los mismos sean producto de reproducción sexual y no vegetativa. Se estima que con 15 individuos bien seleccionados se recogería la mayor parte de la variabilidad genética de una población en *Quercus robur* (Barreneche *et al.* 1998). Como principio general, se ha de anteponer calidad a cantidad, siendo preferible recolectar pequeñas cantidades a partir de muchos individuos que grandes cantidades en unos pocos pies. En los rodales naturales, es importante recoger semillas de pies bien separados, pues en condiciones de regeneración natural existe una gran probabilidad de que los individuos cercanos correspondan a una misma progenie y estén emparentados. Se suele recomendar un mínimo de 50 m de separación entre pies madre.

Durante las fases de limpieza y selección habrá que considerar la posible pérdida de diversidad genética derivada de los criterios de validez considerados, en particular en lo que se refiere a la discriminación por tamaño o peso de las semillas. Así, en el caso de lotes provenientes de un número limitado de pies, se ha de tener un criterio más amplio en cuanto a la selección de las semillas válidas. De lo contrario, dado el fuerte control genético materno sobre sus características físicas, se corre el riesgo de propiciar una reducción de la variabilidad genética, al favorecer la semilla de ciertas familias y descartar la de otras (Ivetic *et al.* 2016).

La longevidad de un lote de semillas es el tiempo que pueden mantenerse viables en unas determinadas condiciones de temperatura y contenido de humedad. La longevidad de las semillas dependerá de su calidad fisiológica antes de ser conservadas, que vendrá influida por el estado fisiológico de la planta madre y las condiciones meteorológicas del período inmediatamente previo a la recogida de las semillas (Piotto y Falleri 2001). También dependerá del grado de madurez en el momento de la recolección y, en su caso, de la maduración posterior a la recogida, del estado sanitario y de la presencia de daños fisiológicos y mecánicos (calentamientos, ruptura de cubiertas, lesiones internas, etc.) causados durante las operaciones previas al almacenaje, los cuales pueden permitir la invasión de hongos o causar daños al embrión.

La conservación deberá hacerse en condiciones adecuadas de humedad, temperatura y disponibilidad de oxígeno, para que durante el tiempo de almacenaje las semillas no sufran apenas merma en su capacidad germinativa. Además, deberán tomarse las medidas oportunas para evitar el desarrollo de hongos y plagas de almacén.

A efectos de conservación y en orden a su tolerancia a la desecación, cabe distinguir dos grandes grupos de semillas: ortodoxas y recalcitrantes (Baskin y Baskin 1998; Roberts 1973):

- Las semillas ortodoxas permiten su conservación durante largos períodos de tiempo, siempre y cuando se almacenen con un contenido de humedad bajo (5 - 10%), el cual toleran, y en un ambiente seco y a baja temperatura. La temperatura de almacenamiento varía entre 0 y 20 °C, o puede ser inferior a 0 °C, según especies y objetivos, siendo usual -20 ºC cuando se trata de conservación a largo plazo de recursos genéticos. Su almacenaje conviene realizarlo en recipientes herméticos (figura 16.3). La mayor parte de las plantas se incluyen en este grupo. En concreto, están prácticamente todas las coníferas, la mayoría de los árboles planifolios, arbustos y plantas herbáceas. A su vez, Bonner y Vozzo (1990) distinguen el subgrupo de las subortodoxas, las cuales pueden ser almacenadas bajo las mismas condiciones que las ortodoxas verdaderas, pero durante periodos más cortos de tiempo, debido a su alto contenido en lípidos (*Juglans*, *Carya*) o a la presencia de testas delgadas (*Populus*, *Salix*).
- Las semillas recalcitrantes no toleran el almacenaje durante largos períodos de tiempo (normalmente <3 años). Son muy sensibles a la desecación, viendo reducida su viabilidad y vigor a medida que su contenido de humedad desciende, perdiendo totalmente su capacidad germinativa cuando tal porcentaje baja más allá de un umbral relativamente alto, –con frecuencia en el intervalo 20-40%– (Bonner y Karrfalt 2008). Se trata de semillas, en general, de tamaño grande, ricas en lípidos o en carbohidratos, en las que el descenso del contenido de agua por debajo de un nivel crítico acarrea el deterioro-rotura de membranas celulares, la desorganización de los orgánulos celulares, el aumento de radicales libres, la alteración del material genético y, en última instancia, la muerte del embrión. Su conservación debe realizarse a una temperatura entre -3 y +5 ºC, de forma que se ralentice la respiración, a la vez que se eviten los daños por congelación y la eventual germinación. Deben almacenarse en recipientes (principalmente bolsas de polietileno y cubas con tubos de ventilación) (figura 16.3) que garanticen el intercambio gaseoso y minimicen las pérdidas de agua de las semillas (Villar-Salvador *et al.* 2013a). Dentro de este grupo y en las zonas templadas cabe distinguir las semillas de algunos géneros y especies de árboles absolutamente recalcitrantes (*Aesculus*, *Castanea*, *Quercus*, *Acer pseudoplatanus*) de aquéllas que se comportan como ortodoxas si se les aplica un método adecuado de almacenaje (*Fagus*), si bien su conservación no puede prolongarse en exceso (<5 años) (Piotto y Falleri 2001). También muchas especies tropicales desarrollan semillas recalcitrantes (Baskin y Baskin 1998), las cuales tienen una menor tolerancia a las bajas temperaturas (no inferior a 12-20 ºC) que las de las zonas templadas.

En la medida de lo posible y teniendo en cuenta el tipo de semillas, en la conservación es preferible dar prioridad al descenso y control del contenido de humedad de las semillas sobre el de la temperatura de almacenaje, por su mayor efecto relativo y ser más económico. En todo caso, ambos factores deben mantenerse lo más posible en un nivel uniforme, pues las fluctuaciones producen pérdida de viabilidad. En el caso de las semillas ortodoxas, también es muy importante prevenir los ataques fúngicos, disponiendo las semillas en un ambiente poco propicio para el desarrollo de hongos, es decir, controlando los contenidos de agua, la humedad relativa y la temperatura o aplicando productos fungicidas preventivos. En el caso de las semillas recalcitrantes, el

tratamiento de termoterapia con agua caliente se ha mostrado eficaz en algunas especies de *Quercus* como medida preventiva contra el hongo *Ciboria batschiana* (Delatour y Morelet 1979; Knudsen *et al.* 2004). Asimismo, se han obtenido resultados positivos con la aplicación de agentes de control biológico (Knudsen *et al.* 2004).

Envases herméticos para el almacenaje de semillas ortodoxas
(fotos: P Villar).

Bolsas de polietileno para conservación de semillas recalcitrantes dispuestas en cajas ventiladas
(foto: P Villar).

Plántulas de *Pinus pinaster* normales (izquierda) y anormales (derecha), estas últimas con defectos en la radícula
(foto: N Herrero).

Embriones de *Morus nigra* sometidos al ensayo de tetrazolio: los tejidos vivos se tiñen de rojo, los muertos no (foto: N Herrero).

Figura 16.3. Envases para la conservación de semillas y ejemplos de resultados de evaluación de lotes de semillas.

2.2. Evaluación de la calidad morfo-fisiológica de las semillas forestales

Un lote de semillas se define por un grupo de parámetros físicos y biológicos que son dependientes de los procesos implicados en su recogida, procesado y conservación, así como por ciertas cualidades propias de cada especie y que pueden ser variables entre cosechas. La determinación de la calidad de un lote de semillas en relación con su capacidad de producción de plántulas sanas y bien conformadas conlleva la realización de diferentes evaluaciones sobre muestras obtenidas a partir del lote,

siendo necesario conocer si las semillas presentan problemas de letargo y, en su caso, la técnica para superarlo.

La determinación de la calidad fisiológica y comercial de las semillas se efectúa mediante los oportunos análisis en laboratorio. Los procedimientos seguidos son generalmente los propuestos por la *International Seed Testing Association* (ISTA), cuyo principal objetivo es desarrollar, validar, adoptar y publicar procedimientos estandarizados para el muestreo y análisis de semillas y fomentar su aplicación uniforme en el marco del comercio nacional e internacional, siendo objeto de continua revisión. En lo que respecta a las especies forestales, están recogidas principalmente las de mayor demanda comercial, echándose en falta una mayor presencia de las del ámbito mediterráneo. Por ello, a veces es preciso realizar modificaciones sobre la metodología propuesta para especies próximas taxonómicamente, a fin de mejorar la fiabilidad de los resultados.

El análisis de las semillas es el conjunto de operaciones de acondicionamiento a que han de ser sometidas para determinar y cuantificar la calidad de un lote, proporcionando información para cubrir las normas legales y permitiendo calcular la cantidad de semillas necesarias para obtener una determinada producción de brinzales o, en el caso de siembra directa, fijar la dosis y/o la cantidad de simiente necesaria.

Análisis de semillas: parámetros de calidad y pruebas de evaluación

Cada análisis debe estar referido a una cantidad determinada de semilla, denominada lote, que deberá corresponder a una especie, variedad, procedencia, categoría y cosecha, presentar homogeneidad en cuanto a su composición y haber sido procesada, almacenada y, en su caso, pretratada del mismo modo. A efectos de la analítica, el peso máximo de los lotes de especies forestales es de 1000 kg, salvo los de semillas de gran tamaño (*Aesculus*, *Castanea*, *Fagus*, *Quercus*, etc.) que es de 5000 kg, los de *Acer* (500 kg) y los de semillas pequeñas, en que varía entre 300 g (*Betula*, *Liquidambar*, etc.) y 50 g (*Populus* y *Salix*).

El análisis se efectúa sobre una cantidad de semilla (muestra) muy pequeña comparada con el tamaño del lote, tomada aleatoriamente, pero que ha de ser uniforme y representativa del mismo y, por tanto, homogénea con él. Las normas ISTA indican la intensidad del muestreo y, en función de la especie y el ensayo, el tamaño mínimo de la muestra de trabajo y el de las submuestras de los diferentes ensayos.

Los tipos de análisis a referenciar son: autenticidad, pureza, número de semillas por unidad de peso, contenido de humedad, germinación o viabilidad y estado sanitario.

Las pruebas de autenticidad se refieren a comprobar con seguridad la identidad y genuinidad del lote. La identificación de la especie se hace habitualmente de visu, contrastando con colecciones patrón, atlas o claves que discriminan por la forma, tamaño, color, brillo y densidad de las semillas. De subsistir dudas, hay que hacer germinar unas cuantas semillas e identificar la especie con las plántulas. El origen y/o la procedencia se corroboran mediante la trazabilidad de los datos identificativos aportados.

El análisis de pureza consiste en un examen pormenorizado de todos los elementos que componen la muestra de laboratorio. Tiene por objetivo principal determinar el porcentaje

en peso que representa la fracción de "semillas puras" de la muestra y por extensión del lote, y como segundo objetivo identificar las partículas de materia inerte y las semillas de otras especies presentes en la misma. Para ello, una vez pesada la muestra, ésta se divide visualmente en semilla pura, semillas de otras especies y materia inerte. Según las normas ISTA, se entiende por "semilla pura" la perteneciente a la especie declarada o predominante, e incluye, además de las semillas maduras e intactas, las semillas inmaduras (de tamaño inferior al normal), arrugadas, atacadas, enfermas y germinadas, y los trozos de semillas rotas cuyo tamaño es superior a la mitad del original, siempre que puedan identificarse claramente como de la especie en cuestión. Las semillas de leguminosas y coníferas que han perdido por completo la cubierta se consideran materia inerte.

La determinación del número de semillas por unidad de peso se realiza pesando cuatro grupos de 100 semillas y obteniendo la media aritmética. Calculado el peso de 1000 semillas expresado en g (P_{1000}), se deduce el número de semillas contenidas en 1 kg (N_{kg}), mediante la expresión:

$$N_{kg} = 10^6 / P_{1000}$$

La evaluación de la humedad de las semillas tiene por objetivo determinar y controlar las operaciones de secado o humedecimiento precisas para su almacenaje prolongado y seguro, y comprobar durante el mismo su estabilidad higroscópica, al igual que en las estratificaciones sin medio. El contenido hídrico (CH) se determina por la pérdida de peso experimentado por una muestra, en ocasiones previamente triturada, secada en condiciones estándar. Para su evaluación se toman dos réplicas, expresándose el resultado en tanto por ciento en peso:

$$CH = [(\text{Peso original} - \text{Peso seco}) / \text{Peso original}] \cdot 100$$

Para determinaciones rápidas se pueden utilizar varios tipos de medidores electrónicos, generalmente basados en el calentamiento por infrarrojos.

Los análisis estándar de germinación pretenden estimar el porcentaje de semillas puras dentro del lote capaces de germinar y producir plántulas normales en un tiempo determinado en condiciones óptimas de temperatura, humedad y luz; es decir, la facultad germinativa. Para ello se toman al azar cuatro réplicas de 100 semillas, cuyo análisis se realiza de forma conjunta y simultánea. Cuando éstas son de gran tamaño (*Castanea*, *Juglans*, *Quercus*, etc.) cada réplica estará integrada por 25 o 50 semillas. En caso de sospecha de presencia de enfermedades transmitidas por las semillas, se reduce el número de semillas por repetición, a fin de limitar la posibilidad de infección. Con ciertas especies (*Betula*, *Eucalyptus*, *Populus*, *Salix*, etc.) en las que es imposible o muy difícil separar la materia inerte, las réplicas se basan en la igualdad de peso (0,25-1 g), refiriéndose posteriormente los resultados obtenidos a la unidad de peso. Si las semillas presentan letargo, será preciso someterlas a un tratamiento pregerminativo.

Una vez germinadas, las semillas y plántulas se clasifican en alguna de las siguientes categorías: plántulas normales, plántulas anormales, semillas duras, semillas frescas, semillas vanas y semillas muertas. Se considera plántula normal aquélla, que cultivada en condiciones idóneas de cultivo (suelo, temperatura, humedad, luz y sanidad) muestra capacidad para continuar su desarrollo hasta convertirse en planta normal. Para ser clasificada como normal, la plántula ha de encontrarse en una de las siguientes categorías: plántulas intactas (presenta estructuras esenciales bien desarrolladas, completas, proporcionadas y sanas); plántulas con ligeros defectos en sus estructuras esenciales, pero que presentan un desarrollo satisfactorio

y equilibrado, comparable al de las plantas intactas del mismo ensayo; y plantas con una infección de hongos o bacterias, cuya fuente contaminante no procede de la semilla. Las plántulas anormales son aquellas que muestran defectos que no parece que puedan dar lugar a plantas normales en condiciones favorables de cultivo (figura 16.3). Comprende las plántulas en las que faltan estructuras esenciales o resultan inoperativas, las plántulas deformes o desequilibradas y las plántulas con una infección proveniente de la misma semilla y que imposibilita su desarrollo normal. Una descripción de las plántulas normales y anormales puede encontrarse en Don y Ducournau (2018).

La viabilidad de las semillas se define como la presencia de determinados requisitos biológicos y bioquímicos esenciales para la germinación, y su evaluación es una estimación de ésta, pues no se basa en hacer germinar de forma efectiva a las semillas. Existen pruebas para evaluar la viabilidad, en las que se estima el porcentaje de semillas vivas basándose en su capacidad enzimática y la permeabilidad de sus membranas celulares, efectuándose generalmente sobre cuatro repeticiones de 50 o 100 semillas. Cabe distinguir dos grupos: test colorimétricos o bioquímicos y test de vigor. Entre los primeros, basados en la coloración diferencial de los tejidos vivos y muertos, están los ensayos de índigo carmín y el topográfico al tetrazolio. En los test de vigor, se incluyen el ensayo de embriones extraídos, el test de conductividad y el ensayo de envejecimiento acelerado. Se trata de métodos más rápidos que la inducción de la germinación, pero también más inexactos y costosos. En general, cuanto más mediocre es la calidad del lote menos homogéneos son los resultados y menos correlacionados están con la germinación.

Tiene especial relevancia, el ensayo topográfico al tretrazolio, normalizado por la ISTA y que se basa en distinguir las semillas vivas de las muertas estudiando la coloración que se produce en los embriones al embeber las semillas en una solución de sal de tetrazolio. La actividad respiratoria de los tejidos sanos hace que éstos se tiñan de rojo, mientras que los muertos o dañados permanecen sin tinción o con una coloración mal definida y textura flácida (figura 16.3). Este método es especialmente indicado para especies que tardan mucho en germinar o presentan dormancia (sobre muestras), así como para verificar si las semillas no germinadas latentes en un ensayo de germina¬ción están vivas o no (sobre semillas individuales). Su aplicación exige del concurso de un analista con experiencia, capacitado para preparar las semillas e interpretar y valorar las tinciones.

El test de viabilidad de embriones extraídos (o escindidos), reconocido por la ISTA, tiene por objetivo acelerar la germinación de ciertas semillas que germinan lentamente o muestran latencia en una prueba de germinación, en particular cuando el letargo es impuesto por las envolturas del embrión. Se basa en el aspecto de los embriones después de haber sido extirpados e incubados bajo condiciones específicas de 5 a 14 días. Los embriones vivos permanecen firmes y frescos o manifiestan signos de crecimiento o de crecimiento y diferenciación. Los embriones no viables muestran signos de decaimiento (tejidos flácidos, mohosos, ennegrecidos).

El test de conductividad mide la integridad de las membranas celulares y se fundamenta en la exudación de los contenidos celulares de aquellas células cuyas membranas están deterioradas por el envejecimiento de las semillas y otros factores. Estos exudados contienen electrolitos, que son puestos de manifiesto tras sumergir las semillas en agua destilada durante 18-24 h y comprobar el aumento de la conductividad eléctrica de la solución resultante. El incremento

será mayor en las semillas muertas, dado que la permeabilidad de las membranas es mayor en los tejidos muertos que en los vivos. Conlleva obtener correlaciones previas entre la conductividad y la germinación.

En el ensayo de envejecimiento acelerado las semillas son sometidas a condiciones en que se provoca un deterioro muy rápido: temperaturas elevadas (40-45 °C) durante periodos variables según la especie (48 a 72 h) y alta humedad ambiental. Tras el tratamiento, se evalúa la capacidad germinativa de las semillas, considerando más vigorosos aquellos lotes que son capaces de producir un mayor número de plántulas normales.

Hay que mencionar la prueba de corte (en caso de semillas pequeñas, de aplastamiento suave), a la cual nunca se recurre como único test de viabilidad, sino más bien para examinar las condiciones de las semillas no germinadas en una prueba de germinación. Se trata de un método ampliamente utilizado en pruebas de semillas simples, tanto durante la recolección como en el procesamiento.

El análisis fitosanitario busca detectar e identificar los agentes patógenos existentes en el lote y apreciar los daños causados por los mismos, reduciéndose por lo general a un examen de las semillas efectuado al realizar el análisis de pureza. Para detectar las infecciones fúngicas se procede a mantener las semillas en condiciones ambientales favorables al desarrollo de los hongos, promoviendo la aparición de abundante micelio y gran esporulación. Su diagnóstico correcto exige la colaboración de un patólogo forestal.

A fin de dar validez a los resultados obtenidos en los ensayos, está establecido para cada tipo de ellos una tolerancia, basada, según el caso, en la diferencia en los resultados extremos de las réplicas o en el coeficiente de variación de sus resultados. Su superación debe atribuirse a un defecto de muestreo o de técnica y conlleva la repetición del ensayo. También hay establecidas tolerancias para comprobar si dos ensayos del mismo tipo relativos a un lote son compatibles, las cuales se basan en la diferencia entre los valores medios obtenidos en cada uno de ellos.

Con los valores obtenidos en la analítica descrita se pueden calcular una serie de parámetros, tales como el número de semillas germinables/viables por kg (N), el valor real o cultural del lote (VR), que es un índice de calidad comercial de las partidas de semilla, y que tienen por fórmula respectivamente:

$$N = (100 \cdot P \cdot G) / P_{1000} \qquad VR = (P \cdot G) / 10000$$

donde:

P = pureza (%), G = facultad germinativa o viabilidad (%), P_{1000} = peso de 1000 semillas (g).

Otra combinación de valores analíticos permite calcular el número de plantas que se pueden obtener de un determinado peso de semilla o bien el peso de semilla necesario para obtener un número de plantas requerido.

Los resultados en cuanto a viabilidad que se obtienen en las condiciones ideales controladas en laboratorio no son equivalentes a los de nascencia producidos tras una siembra directa en campo. El repoblador deberá asumir, aun realizando el semillado en tiempo y forma adecuados, un alto grado de incertidumbre derivado de su limitación

para hacer frente a contingencias negativas (sequía, viento, depredación, etc.). Por ello, y según la experiencia propia o ajena, para obtener la dosis de siembra (peso de semilla por unidad de superficie) en las siembras a voleo se deberá aplicar un coeficiente de mayoración a la cantidad teórica de semillas requerida para obtener una determinada densidad de masa.

En cuanto a los niveles de calidad exterior (no genéticos) exigidos a los lotes de semillas forestales, la normativa europea y española sólo contemplan un par de requisitos relativos a la necesidad de una pureza específica mínima (99%) y la presencia mínima de organismos nocivos. Es de reseñar que no se contempla ninguna restricción comercial respecto de la germinación, dejando que sea la práctica usual de mercado la que regule tal aspecto. Sí se remarca la obligación de aportar, junto con las semillas, los datos analíticos del lote, los cuales habrán de haber sido evaluados, en la medida de lo posible, mediante técnicas oficialmente reconocidas.

3. La calidad de estaquillas y varetas

Aunque es deseable utilizar preferentemente semillas para el cultivo de las plantas en vivero para maximizar la diversidad genética, algunas especies pueden ser producidas a partir de material vegetativo, especialmente de estaquillas de tallos y raíces. Para las especies de *Populus* spp., la normativa sobre calidad exterior de MFR (Real Decreto 289/2003) establece una serie de requisitos aplicables a las estaquillas de tallo y a las varetas.

Respecto a las estaquillas de tallo, se señala que no se considerarán de calidad cabal y comercial las que presenten alguno de los siguientes defectos:

- La madera tiene más de dos períodos vegetativos.
- Poseen menos de dos yemas bien conformadas.
- Están afectadas por necrosis o muestran daños causados por organismos nocivos.
- Presentan signos de desecación, asfixia, enmohecimiento o podredumbre.

En cuanto a las varetas o estacas, se establece que no se consideran de calidad cabal y comercial las que presenten alguno de los siguientes defectos:

- La madera tiene más de tres períodos vegetativos.
- Poseen menos de cinco yemas bien conformadas.
- Están afectadas por necrosis o presentan daños causados por organismos nocivos.
- Muestran signos de desecación, asfixia, enmohecimiento o podredumbre.
- Presentan heridas distintas de las causadas por la poda.
- Tienen una curvatura excesiva
- Presentan ramificaciones.

Para ser considerada de calidad cabal y comercial, la legislación establece los tamaños mínimos de las estaquillas de tallo y las varetas de *Populus* spp. (tabla 16.1).

Tabla 16.1. Dimensiones de las estaquillas de tallo y varetas de *Populus* spp. para ser consideradas de calidad cabal y comercial según la normativa española vigente (Real Decreto 289/2003, de 7 de marzo).

Tipo de material vegetativo	Clase	Longitud mínima (m)	Diámetro mínimo en la parte superior (mm)	Diámetro mínimo en la mitad (mm)
Estaquillas de tallo	Clase 1 CE	0,2	8	(no aplicable)
	Clase 2 CE	0,2	10	
Varetas	Regiones no mediterráneas N1	1,5	(no aplicable)	6
	Regiones no mediterráneas N2	3,0		15
Varetas	Regiones mediterráneas S1	3,0	(no aplicable)	25
	Regiones mediterráneas S2	4,0		30

En general, para el resto de las especies no contempladas en la legislación, se recomienda que las estaquillas de tallos siempre tengan tejidos sanos, con algunas yemas intactas y alguna hoja (en el caso de especies perennes) y con reservas de carbohidratos y nutrientes en cantidad adecuada para el enraizamiento en las primeras etapas. En este sentido, las estaquillas leñosas, es decir, las obtenidas a partir de tallos nacidos en el año de recogida, pero cosechadas al final de la estación de crecimiento, cuando la planta está en reposo, tienen normalmente buenas reservas de nutrientes y carbohidratos. El tamaño ideal de la estaquilla depende de la especie y la época de recolección. Con carácter general se suele recomendar que las microestaquillas tengan una longitud inferior a 5 cm y contengan una yema, mientras que las estaquillas típicas tendrán una longitud de 10 a 45 cm y, al menos, dos yemas. Al cortar las estaquillas, debe descartarse las partes altas de las varas, ya que contienen menos reservas de nutrientes. También ha de evitarse los tallos o varas muy delgados y con entrenudos muy largos, por lo que se desestimarán para la recogida de material vegetativo los individuos que estén creciendo bajo una sombra intensa. Las plantas donantes deberán estar sanas, primándose la variedad de genotipos en la recolección de material vegetativo, con el fin de maximizar la diversidad genética. La recolección del material ha de hacerse en días nublados y frescos o a primera hora del día, para minimizar su desecación. Igualmente, el material deberá permanecer en un ambiente fresco durante su almacenamiento, a fin de garantizar que se mantenga hidratado. Finalmente, durante su manipulación se evitará la producción de heridas o rozaduras externas susceptibles de ser infectadas. Se puede consultar información sobre la recolección y calidad del MFR vegetativo en Dumroese *et al.* (2009) y en Landis *et al.* (1998).

4. La calidad exterior de la planta

Mucho se ha escrito sobre el concepto de calidad de la planta, los factores que la modulan y cómo medirla (ver Mckay *et al.* 1997; Ritchie 1984; Ritchie y Landis 2010; Simpson

1990; Villar-Salvador 2003; Wilson y Jacobs 2006). Los resultados de la literatura científica evidencian la complejidad del tema debido a las múltiples interacciones entre los atributos de calidad de la planta y los factores ambientales que condicionan su establecimiento. Ello hace que las indicaciones sobre la importancia de cada uno de los factores considerados individualmente puedan ser contradictorias. No obstante, parece confirmarse la idea de la mayor importancia de los factores de estación, en particular las condiciones ambientales, el procedimiento de preparación del suelo, la fecha de plantación y la técnica repobladora sobre los valores absolutos de supervivencia y crecimiento que la calidad de planta (Palacios *et al.* 2009; South 2000), si bien, su importancia relativa se incrementa cuando se mantienen constantes los factores anteriores.

La elevada mortalidad de las plantas es la principal dificultad que deben superar las repoblaciones en el clima mediterráneo, por lo que el principal objetivo de la mayoría de las actuaciones es conseguir una supervivencia aceptable. A la luz de los conocimientos actuales sobre el establecimiento de plantas (Castro 2006; Villar-Salvador *et al.* 2012; ver capítulo 3 de este libro), la supervivencia no es tanto una consecuencia de una tolerancia extrema al estrés hídrico, sino que es fruto de su evitación mediante la absorción de agua suficiente para que la planta no alcance niveles de desecación letales. La capacidad de evitar el estrés hídrico durante el estío dependerá en buena medida del control estomático, pero también de la rapidez y vigor del crecimiento radical en las primeras fases posteriores al trasplante, que permitirá que la planta pueda aprovechar la humedad de los horizontes edáficos en profundidad (Padilla y Pugnaire 2007; Villar-Salvador *et al.* 2012). Atributos ligados a la fisiología del crecimiento, como el estado nutricional y la capacidad de removilización de las reservas de la planta, son los que más atención han estado recibiendo por parte de los investigadores para conseguir aumentar la calidad de la planta.

Al igual que con las semillas, la calidad de una planta es la resultante de cuatro componentes (Villar-Salvador 2003): i) la calidad genética, ii) la morfológica, iii) la fisiológica y iv) la sanitaria. La primera hace referencia al origen de la semilla o a la identidad de otros materiales de reproducción, a partir de los que se produce la planta. La calidad morfológica de una planta se refiere a un conjunto de caracteres, tanto de naturaleza cualitativa como cuantitativa, sobre su forma y estructura. La calidad fisiológica refleja los estados que pueden adoptar un conjunto de atributos funcionales principalmente relacionados con la economía hídrica y de carbono de la planta en respuesta a los cambios ambientales. Finalmente, la calidad sanitaria se refiere a la presencia de organismos nocivos en la planta o de daños de índole abiótica, que pueden mermar su futuro desarrollo y, en su caso, el de las poblaciones de plantas presentes en la zona de restauración.

4.1. Atributos morfológicos

La importancia de la calidad de la planta forestal, aun siendo un factor que puede determinar del éxito de la plantación, sólo ha sido reconocida desde hace relativamente poco tiempo. En la reunión sobre forestación del IUFRO (Unión Internacional de Organizaciones de Investigación Forestal) en 1974, el mundo científico forestal hizo notar por primera vez la importancia que tiene la calidad de la planta forestal en el éxito de la forestación. Sin embargo, el mundo del forestal llevaba preguntándose por la calidad desde comienzos del

siglo XX. Una buena revisión de la historia de la calidad de planta puede consultarse en Grossnickle y MacDonald (2018). Las primeras clasificaciones cualitativas de la planta datan de los años 1930; lo hacían indirectamente a través de los manuales de viveros en los que se resaltaba la importancia del diámetro del tallo como forma de separar plantas de distinta calidad. Así, por ejemplo, Engstrom y Stoeckeler (1941) concluyeron que el diámetro del tallo era el mejor y más práctico sistema para clasificar la producción del vivero. Posteriormente, Wakeley (1948) publicó sus investigaciones realizadas en los años 30 y desde entonces los investigadores forestales empezaron a indagar sobre índices en los que basar la calidad de la planta. En todos estos trabajos se evidenció que, si bien la supervivencia y el crecimiento de la planta son sobre todo función de la fisiología, su morfología en el momento de la plantación puede condicionar su capacidad de respuesta en campo, pudiendo sus efectos durar varios años (Burdett 1990). Por ello, muchos atributos morfológicos se han empleado para predecir el desarrollo de las plantaciones (Mexal y Landis 1990; Thompson 1985), observándose, en bastantes casos, que la morfología de las plantas al salir del vivero está correlacionada con su supervivencia y crecimiento en campo.

Los mejores atributos morfológicos predictores han sido la altura y peso seco de la parte aérea, el diámetro del tallo en el cuello de la raíz, el peso seco radical y el índice Peso seco aéreo/Peso seco raíces (PA/PR). Por tanto, se admite que determinados atributos morfológicos puedan ser usados como indicadores del desarrollo potencial de las plantaciones forestales y, en razón a ello, clasificar las plantas en distintas categorías de calidad según su morfología. No obstante, la capacidad predictiva de las características morfológicas es limitada. Por ejemplo, si una planta se daña por una incorrecta manipulación durante su transporte o por una helada temprana, los atributos morfológicos indicarán muy poco sobre el potencial desarrollo de la planta en campo. Otra importante limitación es la dificultad de establecer predicciones generales a partir de datos experimentales provenientes de distintos años, lotes de plantas o tipos de cultivo (raíz desnuda vs contenedor), incluso para especies bien conocidas (Puttonen 1997).

Las afirmaciones hechas en el párrafo anterior hay que tomarlas con cautela pues se refieren a otras especies y a ambientes menos adversos que los mediterráneos. Para actuaciones en clima mediterráneo, Navarro *et al.* (2006) revisaron trabajos publicados sobre calidad de planta en contenedor en repoblaciones españolas y analizaron la relación entre el establecimiento de los plantones en campo y sus atributos morfológicos. Los autores se centraron en la altura (h), el diámetro del tallo en el cuello de la raíz (d), la masa de la parte aérea y la radical, y los índices h/d (esbeltez) y PA/PR. Concluyeron que todos ellos son atributos válidos para el control de calidad de los lotes en especies mediterráneas, ya que son buenos indicadores de la forma de cultivo en el vivero. Sin embargo, encontraron que en menos de la mitad de los casos la morfología de la planta predice la supervivencia y el crecimiento de las repoblaciones mediterráneas. Ello sugiere que existen otros factores de la repoblación que tienen una mayor relevancia que la calidad morfológica de las plantas a la hora de determinar los resultados finales, tal como se ha mencionado previamente. Por ejemplo, el clima del año de plantación, la naturaleza y calidad edáfica, el método de preparación del suelo, la adecuación de la especie a la estación, la competencia herbácea en el caso de campos agrícolas abandonados o la calidad fisiológica de los plantones pueden ser factores más relevantes que la calidad morfológica de las plantas.

Se constata, no obstante, según lo hasta ahora publicado con especies mediterráneas, que no es tan cierta como se pensaba la idea general existente entre muchos profesionales dedicados a la reforestación y la restauración forestal, que las plantas más grandes y con valores del índice PA/PR más elevados son más vulnerables al estrés hídrico una vez trasplantadas. Por el contrario, para una edad concreta, puede ser recomendable utilizar planta de tamaño medio y grande, pero con una esbeltez y una relación PA/PR equilibrada, desestimando la de tamaños pequeños o excesivamente grandes dentro de los rangos propios de cada especie (Navarro *et al.* 2006). Los autores inciden, además, en la importancia de separar morfología y edad de la planta, y desaconsejan el cultivo de dos o más savias como medio para conseguir planta de mayor tamaño, pues en la mayoría de las especies y con la tecnología de producción actual puede conseguirse planta de calidad morfológica adecuada limitando el cultivo a una savia. Terminan proponiendo que en el futuro se clasifiquen las plantas de vivero a través de ventanas de calidad basadas en atributos morfológicos, básicamente relaciones h/d y PA/PR.

A pesar de los avances realizados en el conocimiento de la fisiología del arraigo (ver capítulo 3), las normas de calidad en vigor siguen la tendencia antigua de fijar la calidad en función tanto de criterios morfológicos cuantitativos, que nos relacionan altura, diámetro y edad, como de criterios morfológicos cualitativos. Los primeros son fáciles de determinar y resultan relativamente estables en el tiempo, al menos a corto plazo.

La altura de una planta se considera como la distancia entre el cuello de la raíz y el ápice. El diámetro del tallo se mide en el cuello de la raíz, zona de transición entre el tallo y la raíz que no es fácil de establecer en muchas plantas. No se recomienda considerar la zona del tallo a nivel de sustrato como el cuello de la raíz. Como referencia, éste se encuentra cerca del punto de inserción de los cotiledones. En plantas de germinación epígea (la mayoría de las especies), el punto de inserción de los cotiledones se sitúa por encima del nivel del sustrato y, por tanto, el cuello de la raíz se localizaría ligeramente por debajo del citado punto (figura 16.4). En muchas especies de germinación epígea, el diámetro varía poco en la porción de tallo entre el punto de inserción de los cotiledones y el punto de aparición de las primeras raíces, ya por debajo del nivel del sustrato. En estos casos, el error que se puede cometer al medir el diámetro del cuello de la raíz más o menos lejos del punto de inserción de los cotiledones es pequeño. En las plantas leñosas de germinación hipógea (por ejemplo, *Quercus*, *Castanea*, *Aesculus*, *Juglans*) el punto de inserción de los cotiledones se encuentra por debajo del nivel del sustrato, quedando el cuello de la raíz un poco por encima de dicho punto (Menes y Mohammed 1995) (figura 16.4). En muchas plantas leñosas de la flora ibérica de germinación hipógea, el grosor de la porción de tallo se reduce fuertemente desde el punto de inserción de los cotiledones hasta la primera hoja (ver ejemplo de *Q. ilex* en la figura 16.4). Además, la longitud de la porción de tallo que emerge depende de la profundidad y la posición de la semilla en el sustrato. En estos casos medir el diámetro justo por encima del nivel del sustrato puede dar lugar a diferencias de diámetro importantes entre lotes de plantas. Esta particularidad dificulta la toma de medidas objetivamente comparables de diámetro del cuello de la raíz y confiere incertidumbre a la evaluación normativa. Con objeto de reducir la subjetividad de esta medida en especies de germinación hipógea, recomendamos que, para la medición del diámetro del tallo en los controles de calidad de los lotes de plantas (ver sección 4.4. Control de la calidad exterior de las plantas), se

busque el punto de inserción de los cotiledones y se mida el diámetro 1 cm por encima del mismo. Las mediciones del diámetro, tanto del cuello de la raíz en brinzales como el de las estaquillas y varetas, se pueden realizar con un calibre o bien con regletas diseñadas *ad hoc* (figura 16.5).

Planta de *Pinus halepensis* de 1 savia.

Planta de *Pinus halepensis* de 2 savias.

Planta de *Quercus ilex* de 1 savia.

Figura 16.4. Localización del punto de inserción de los cotiledones (flechas rojas) y del punto recomendado para medir el diámetro del cuello de la raíz en una especie de germinación epígea (*Pinus halepensis*) y otra hipógea (*Quercus ilex*). La línea verde punteada representa la posición en la que se encontraba el nivel del sustrato en el cepellón (fotos: P Villar).

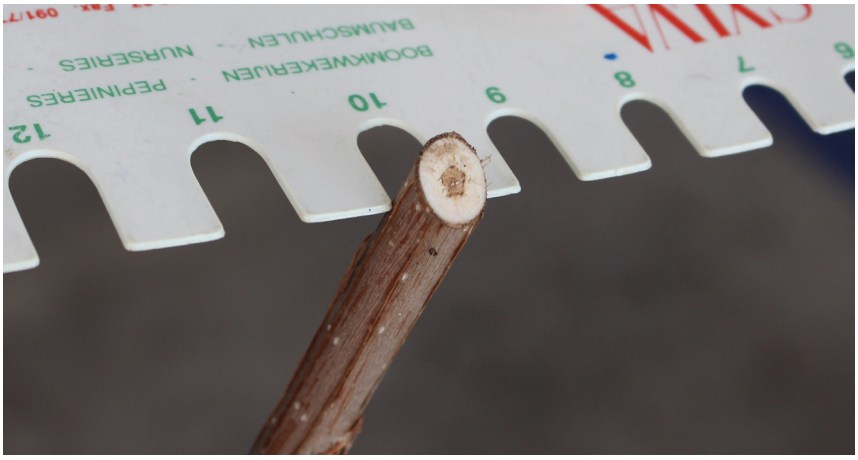


Figura 16.5. Regleta que permite medir rápidamente el diámetro de las estaquillas y varetas y el cuello de la raíz de plantas en los controles de calidad morfológica (foto: P Villar).

Los atributos morfológicos cualitativos también tienen a veces una dosis de subjetividad. Por todo lo anterior, teniendo en cuenta la dificultad actual de interpretar la respuesta de una planta por sus caracteres morfológicos y el hecho de que la calidad de la planta se determina en el vivero mediante adecuadas prácticas de cultivo y, posteriormente, con una correcta manipulación, sería deseable mejorar en el futuro las normas de calidad, incluyendo cláusulas de producción en vivero y de manejo previo al trasplante (almacenaje, transporte, aviveramiento, etc.).

Las normas en vigor relativas a la calidad de los MFR comercializados en el interior de la UE están basadas conceptualmente en los principios de las derogadas Directivas 66/404/CEE y 71/161/CEE. Estas normas surgieron de la necesidad de disponer de una legislación comunitaria que sustituyera las diferentes legislaciones de los países miembros, de modo que éstas no supusieran ninguna traba al comercio. Dichas Directivas tenían un fin claramente productivista, pues estaban enfocadas a la producción de madera de buenas condiciones tecnológicas. Y en último término pretendían garantizar al selvicultor/utilizador que adquiere un lote de plantas, un material acreditado desde el punto de vista genético (a través de un proceso de trazabilidad) y con potencial productivo avalado por los dos filtros de calidad exterior de los que se dota la norma (Alía *et al.* 2005). Dicho par de filtros, que se vuelven a contemplar en la siguiente normativa promulgada, son, por un lado, criterios de conformación y estado sanitario o normas cualitativas, y por otro lado, criterios de edad y dimensionado, o normas cuantitativas. Las primeras indican para cada género y/o especie los defectos que excluyen a las plantas de la calidad cabal y comercial. Y las segundas establecen para cada especie las dimensiones mínimas de altura y diámetro que deben tener las plantas según el número de savias admitido.

Tras la incorporación de nuevos países a la Comunidad Europea, estas normas seguían resultando necesarias, pero insuficientes, pues se trataba de una legislación con fuertes tintes productivistas, pensada por técnicos que se desenvuelven en el ámbito centroeuropeo, pero que no recogía bien las características de la flora leñosa mediterránea y las singularidades de su selvicultura. Al mismo tiempo, los criterios de admisión se refieren implícitamente a plantas producidas a raíz desnuda y destinadas a colonizar situaciones ecológicas bien alejadas de las del área mediterránea, como son las existentes en la mayor parte de España.

Para salvar estos inconvenientes, se promulgó el Real Decreto 1356/1998, de 26 de junio, que, manteniendo la misma estructura y filosofía, regulaba la producción, comercialización y utilización de nuestras especies arbóreas mediterráneas más características, a las que obligaba a pasar por los mismos criterios morfológicos de conformación y de edades y dimensiones.

Finalmente, y como resultado de la trasposición de la Directiva 1999/105/CE, de 22 de diciembre de 1999, se publica el Real Decreto 289/2003, de 7 de marzo, que se aplica ya a una considerable cantidad de especies españolas, pero que es menos estricta en cuanto a requisitos de calidad exterior (sobre todo en los aspectos cualitativos) que las normas precedentes. El legislador europeo claramente ha evolucionado en estos años respecto a la calidad exterior, abandonando una posición claramente intervencionista, para dejar que

sean los Estados o, en último término, la relación de mercado los que fijen o detallen de forma más concreta los criterios cualitativos.

De forma general, la normativa establece que la calidad cabal y comercial de un lote de plantas se determinará en función de sus características generales, el estado sanitario, la vitalidad y la calidad fisiológica. Y adicionalmente señala para la planta destinada a regiones de clima mediterráneo los siguientes defectos morfológicos como motivo de rechazo comercial:

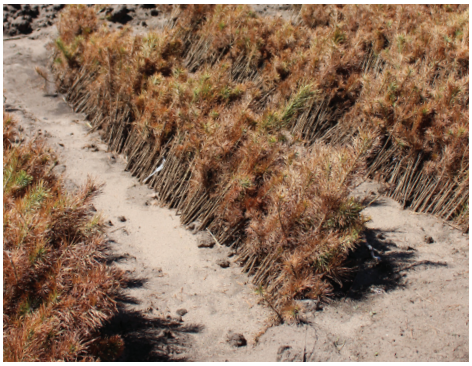
- Presencia de heridas distintas de las causadas por la poda o heridas debidas a los daños de arranque
- Signos de desecación, recalentamiento, enmohecimiento, podredumbre o daños causados por organismos nocivos.
- Ausencia de yemas susceptibles de producir un brote apical.
- Presencia de tallos múltiples.
- Sistema radicular deformado.
- Desequilibrio entre la parte aérea y la radical.

Algunos de estos requisitos son fuertemente subjetivos en cuanto a su evaluación y encontrarían dificultades para aplicarse a una parte de la flora mediterránea no contemplada en la legislación (ver revisión crítica en Villar-Salvador *et al.* 2010). Ante la fuerte subjetividad de estos criterios, el Comité de Mejora y Conservación de Recursos Genéticos Forestales en su reunión de 2012 aprobó el documento denominado "Criterios orientadores para el cumplimiento del Real Decreto 289/2003. Protocolo técnico a aplicar en lo relativo al material forestal de reproducción en la redacción y ejecución de proyectos de repoblación y restauración forestal" (Iglesias Sauce *et al.* 2012), en el que se intenta objetivar en la medida de lo posible estas evaluaciones mediante unos comentarios que se reproducen a continuación.

Heridas distintas de las causadas por la poda o debidas a los daños de arranque. En el momento de la plantación, cualquier herida debe estar cicatrizada. Una planta que presente un arranque de corteza en más de un tercio de la circunferencia del tallo principal, del cuello o de las raíces principales no debería ser aceptada.

Signos de desecación, recalentamiento, enmohecimiento, podredumbre o daños causados por organismos nocivos. La redacción es clara y no genera posible confusión (ver figura 16.6 para signos de desecación). Cabe añadir que hay que tener cuidado y evitar confundir enmohecimientos en las partes radicales con los mantos que forman las ectomicorrizas (ver figura 16.6 para mantos de micorrizas en pino).

Ausencia de yemas susceptibles de producir un brote apical. Es indiscutible la necesidad y la conveniencia de una buena sanidad en las yemas o de los ápices caulinares. En el caso de los pinos, hay que tener en cuenta que estas yemas patentes sólo se presentan en los primeros años en vivero en los pinos boreo-alpinos (por ejemplo, *P. nigra*, *P. sylvestris* y *P. uncinata*). Para el resto de las especies de pinos de hábitats más típicamente mediterráneos habría que hablar de meristemos apicales, ya que no se forman las típicas yemas terminales hasta que las plantas no alcanzan las 2-3 savias.



Plantas de *Pinus sylvestris* aviveradas vivas pero con el follaje seco, dañado por heladas tardías de primavera (foto: P Villar).

Varias plantas por alveolo por falta de deshermanado de las plántulas (foto: P Villar).

Plantas de 1 savia de *Quercus suber* y de 2 savias de *Pinus pinea* con la parte aérea fuertemente ahilada y desequilibrada respecto del sistema radical (las micorrizas en las raíces de los pinos no deben confundirse con hongos patógenos) (foto P Villar).

Raíces reviradas en un brinzal de 1 savia de *Pistacia terebinthus* (foto JL Nicolás).

Raíces remontantes que forman un bucle en un brinzal de *Quercus suber* de 2 savias (foto JL Nicolás).

Raíces parcialmente reviradas a la altura del antiguo cepellón y ausencia de raíces laterales vigorosas en un individuo de *Pinus halepensis* extraído del campo 8 años después de su cultivo en contenedor (foto R Serrada).

Figura 16.6. Ejemplos de defectos de calidad morfológica cualitativa.

Tallo múltiple. Se entiende por tallo múltiple cuando en el tramo de los primeros 10 cm por encima del cuello de la planta surgen uno o más tallos susceptibles de desarrollarse independientemente. No ha de confundirse con los tallos que presentan diversos ramillos terminales que entran en concurrencia, lo cual también cabe reconocerlo como defecto no admisible. Un tallo múltiple puede ser causado por semillas multiembrionarias o por un problema en el meristema apical en la fase de nascencia o primeros estadios. Cabe entender que no se permite o no debe admitirse la comercialización de más de una planta por alveolo (figura 16.6).

Desequilibrio entre la parte aérea y la radical. Esta consideración, tal como está enunciada, es muy subjetiva y ambigua, porque el legislador ni describe lo que es desequilibrio ni lo acota. La mejor forma de asegurarse que una planta tiene un adecuado equilibrio entre sus partes es mediante la regulación y el control de su forma de producción (ver más adelante, recomendaciones sobre características de calidad). Lo mejor es exigir, vía requerimientos de cultivo, que la planta sea de una savia, producida en un adecuado contenedor antiespiralizante y dotada sobre todo de un cepellón consistente que permita su manejo en campo sin desmoronamiento. La conjunción de estos tres factores constituye una garantía de equilibrio y calidad. Un cepellón consistente nos indica que el sistema radical ha colonizado bien el contenedor, y esto sólo se consigue si existe una parte aérea suficientemente grande y productiva. Si se utilizara planta de más de una savia, cabe encontrarse con un desequilibrio a favor de la parte aérea (con posibles deformaciones) (figura 16.6). Si se tratara de planta de una savia, el desequilibrio puede presentarse por escasez de sistema radical, como consecuencia de que el cultivo no ha sido técnicamente adecuado (corto periodo de cultivo, escasa fertilización, fuerte densidad, reducido volumen del contenedor, cultivo en sombra, etc.).

Sistema radical deformado. Su evaluación tendrá en cuenta el tipo de planta según modo de cultivo (a raíz desnudada o en contenedor). En el caso de cultivo en envase, para evitar este defecto de valoración tremendamente subjetiva, lo mejor es exigir el uso de contenedores antiespiralizantes y priorizar la limitación del cultivo a un solo año. Sin estos dos requisitos, hay fuertes probabilidades de deformaciones radicales. En el término deformaciones incluimos a la ausencia de ramificaciones laterales o su irregular distribución, así como la presencia de reviramientos, enrollamientos, raíces remontantes y moños radicales (figura 16.6). A su vez, a la hora de evaluar el sistema radical se ha de tener en cuenta el patrón morfológico de la especie en cuestión. En la guía técnica del *Ministère de l'Alimentation, de l'Agroalimentaire et de la Forêt* del Gobierno de Francia (Faure *et al.* 2014) se pueden consultar fotografías sobre ejemplos de fuertes deformaciones radicales.

En cuanto a los criterios morfológicos de dimensiones, la tabla 16.2 muestra como ejemplo los valores de altura y diámetro para plantas de una savia de las especies (salvo *Abies pinsapo*) que contempla el Real Decreto 289/2003. Respecto a la edad, además de 1 savia, la legislación admite para la mayoría de las especies la comercialización, y con ello de forma implícita el uso, de plantas de 2 savias. La opinión general técnico-científica es bastante crítica con estos criterios. Por un lado, porque la norma permite comercializar planta de dos savias en algunas especies de fuerte desarrollo, como son *Pinus pinaster* o *Pinus pinea* en las que es fácil que se produzcan fuerte desequilibrios entre la parte aérea y radical (figura 16.6). Por otro lado, porque entiende

como excesivamente amplias las horquillas admitidas para las alturas, y como escasos o no realistas los diámetros mínimos. En este sentido, y conforme a los resultados de supervivencia y crecimiento en campo publicados por autores españoles hasta 2006, Navarro *et al.*, (2006) sugieren variar los rangos de la altura y el diámetro del tallo para algunas especies mediterráneas (tabla 16.2). La legislación sobre calidad exterior de planta no ha sabido evolucionar desde sus orígenes. Soporta un serio desacoplamiento con la realidad, pues, en la idea de evitar rechazos ante la exigencia de que un lote debe contener ≥ 95% de sus plantas dentro de los criterios para ser considerado de calidad cabal y comercial, mantiene unos rangos cuantitativos generosos junto con algunos criterios cualitativos subjetivos de difícil evaluación, que dejan indefenso al comercializador frente al evaluador. De la misma forma, a la vista de los conocimientos actuales, la legislación debería de apoyarse más en la calidad fisiológica, concediendo menos importancia a la calidad morfológica, que, como ya hemos visto, no tiene una buena capacidad predictora del desarrollo de las repoblaciones.

Tabla 16.2. Rangos de valores sugeridos para algunos atributos morfológicos en plantas cultivadas en contenedor, de acuerdo con las observaciones de su adecuado desarrollo en campo. Entre paréntesis se indican los valores o rangos establecidos por la normativa española (Real Decreto 289/2003) (modificado a partir de Navarro *et al.* 2006).

Especie	Edad (nº de savias)	Altura (cm)	Diámetro del cuello de la raíz (mm)	Esbeltez (altura/diámetro) (cm mm^{-1})	Peso seco aéreo / Peso seco radical (g g^{-1})
Abies pinsapo	(3)	8 – 9 (mitad de la altura del contenedor – altura del contenedor)	3 – 5 (>3,5)	2 – 3	0,6 – 0,7
Pinus canariensis	1	15 – 30 (10 – 25)	(>2)		
Pinus halepensis	1	15 – 30 (8 – 25)	3 – 4 (>2)	5 – 7	1,5 – 2,0
Pinus pinea	1	20 – 30 (10 – 30)	3,5 – 4,5 (>3)	5 – 7	2,0 – 2,5
Quercus ilex	1	20 – 30 (8 – 30)	4 – 5 (>2)	4 – 7	0,6 – 1,0

4.2. Atributos fisiológicos

Los atributos morfológicos descritos en la sección previa no informan del estado fisiológico de la planta, factor que también puede condicionar su establecimiento. Por ejemplo, la morfología no puede indicar si las reservas de nutrientes de una planta son bajas o si sus raíces finas están dañadas. Por lo tanto, los atributos de calidad fisiológica deben considerarse como un complemento a los atributos morfológicos. Se han propuesto muchos atributos fisiológicos para evaluar la calidad de la planta y una lista con su explicación se puede consultar en Grossnickle y MacDonald (2018) y en Villar-Salvador (2003). Sin embargo, solo unos pocos han acabado pasando del ámbito académico al

de la gestión forestal. Pensamos que los atributos fisiológicos más interesantes para el control de la calidad de planta en España y que podrían adoptarse en la legislación sobre el control de los MFR, serían las concentraciones de nutrientes minerales.

Los nutrientes minerales que más afectan al desarrollo de las plantas en el campo son el nitrógeno, el fósforo y el potasio. El nitrógeno es el macronutriente más abundante en la planta y su concentración está a menudo directamente relacionada con la tasa de fotosíntesis, que a su vez condiciona el crecimiento de las plantas en el campo (Oliet *et al.* 2013; Zhang *et al.* 2018). Una parte significativa del nitrógeno (y también de otros nutrientes) almacenado en la planta durante su cultivo en vivero es removilizada para apoyar el nuevo crecimiento de las raíces y de la parte aérea (Millard y Grelet 2010; Proe *et al.* 2000; Uscola *et al.* 2015). En el caso concreto de las plantas caducifolias, éstas dependen enteramente de la removilización de las reservas de nutrientes minerales durante las primeras fases de arraigo. Por los motivos expuestos, las plantas que van a las repoblaciones con baja concentración y contenido de nitrógeno tendrán un crecimiento pobre en campo y pueden ser más vulnerables a la sequía y las heladas (Andivia *et al.* 2012; Bigras *et al.* 1996; Taulavuori *et al.* 2014; Toca *et al.* 2018). Esta relación explicaría que las plantas con alta concentración de nitrógeno compitan mejor contra las hierbas en plantaciones de tierras agrarias (Cuesta *et al.* 2010), tengan un mayor crecimiento en suelos oligotróficos (Salifu y Timmer 2003) y, en general, una mayor supervivencia y crecimiento en las repoblaciones (Oliet *et al.* 2009; van den Driessche 1992; Villar-Salvador *et al.* 2013b, 2008) (figura 16.2). De la misma forma que una baja concentración de nitrógeno en los tejidos de las plantas puede reducir la tolerancia a la helada, una concentración excesiva también la puede mermar, especialmente si las plantas son cultivadas en viveros con inviernos suaves (Heredia-Guerrero *et al.* 2014).

El fósforo forma parte de moléculas claves en el metabolismo energético de la planta, en ciertas enzimas y membranas celulares, y juega un importante papel en la fotosíntesis y respiración (Marschner 2012). El efecto que tiene la deficiencia de fósforo en el crecimiento de la planta es menos obvio que la de nitrógeno. Hay pocos estudios que vinculen la concentración de fósforo en los tejidos con el desarrollo postrasplante, pero en especies leguminosas semiáridas, la supervivencia aumentó con la del citado elemento en los plantones (Oliet *et al.* 2005; Planelles González 2004). El crecimiento de la raíz es especialmente sensible a las deficiencias de fósforo. Por ejemplo, en *Quercus ilex* se ha observado que niveles bajos de este elemento reducen la capacidad de crecimiento de nuevas raíces y el desarrollo en campo (Oliet *et al.* 2011).

El potasio es, después del nitrógeno, el macronutriente más abundante en la planta. Regula muchas funciones metabólicas, como el ajuste osmótico, que tiene un papel importante en la tolerancia a las heladas y en la regulación estomática en condiciones de estrés hídrico. A pesar de eso, pocos estudios han evidenciado que deficiencias de potasio pueden afectar al rendimiento postrasplante (Christersson 1976; Del Campo *et al.* 2011; Harvey y van den Driessche 1999).

Finalmente, hay que referirse a los carbohidratos no estructurales (CNE), que comprenden el almidón y una variedad de azúcares solubles. Estos últimos tienen un papel prominente en la tolerancia a las heladas y al estrés hídrico (Heredia-Guerrero *et al.* 2014; Uemura

y Steponkus 2003; Villar-Salvador *et al.* 2013c). Los CNE son claves para mantener la respiración y el crecimiento, especialmente cuando la fotosíntesis es baja (Villar-Salvador *et al.* 2015). Al igual que con los nutrientes minerales, en las plantas leñosas caducifolias el crecimiento de nuevos órganos en primavera depende completamente de la removilización de CNE almacenados (Dickson y Tomlinson 1996; Vizoso *et al.* 2008). Los CNE son muy importante para el desarrollo en campo de plantas almacenadas en frío y a oscuras, práctica habitual en algunos países. Dicha modalidad de almacenamiento puede reducir fuertemente la concentración de CNE, lo que unido a la baja fotosíntesis después del trasplante como consecuencia del almacenamiento a oscuras, puede producir altas tasas de mortalidad (Puttonen 1986). Creemos que el pobre desarrollo de las plantas en las plantaciones mediterráneas raramente puede atribuirse a bajos niveles de CNE, ya que no suelen almacenarse en frío y oscuridad, y la mayoría de las especies de hoja perenne mantienen una actividad fotosintética significativa (Uscola *et al.* 2015).

4.3. Atributos de respuesta

El tamaño de una planta o su estado nutricional no pueden informar si ha perdido vigor debido a una enfermedad o a una helada severa en el vivero, o si ha sufrido una desecación acusada antes de la plantación. Por ello, se han propuesto pruebas para evaluar la capacidad de una planta para realizar una función bajo unas condiciones ambientales determinadas. Los parámetros funcionales que normalmente se evalúan son, bien la supervivencia y el crecimiento, o bien la tolerancia a factores de estrés a través de la medida de una respuesta fisiológica. Por lo tanto, la ventaja de los atributos de respuesta es que proporcionan una medida real del vigor y de la resistencia de una planta ante situaciones de estrés. En consecuencia, suelen presentar una buena correlación con el desarrollo de las plantas en campo (Burdett *et al.* 1983; Ritchie 1985; Simpson 1990; Villar-Salvador *et al.* 2004b). Los atributos de respuesta más utilizados son la capacidad de crecimiento radical y la tolerancia a la helada.

4.3.1. Capacidad de crecimiento de nuevas raíces (CCR)

Es la capacidad de una planta para iniciar y crecer nuevas raíces dentro de un cierto período de tiempo (figura 16.7). Una forma sencilla de realizar esta prueba es trasplantar plantas a macetas más grandes con turba, arena o perlita y colocadas en un entorno óptimo de cultivo (húmedo y cálido). Para aumentar la capacidad predictiva del CCR respecto al desarrollo de las plantaciones en campo, algunos autores han propuesto someter las plantas a condiciones de temperatura poco óptimas, similares a las que se encontrarán cuando se planten en campo (Folk y Grossnickle 1997). Sin embargo, en *Quercus coccifera* no se ha observado que la clasificación de diferentes tratamientos de fertilización en base a la CCR varíe según las condiciones de temperatura en los que se realiza la prueba (Villar-Salvador *et al.* 2013b).

La CCR se ha utilizado en muchos lugares del mundo para evaluar la calidad de la planta, debido a su simplicidad y a que mide su integridad funcional y su vigor. Plantas con elevado CCR suelen ser plantas vigorosas y a menudo más resistentes a factores de estrés (figuras 7 y 8). La CCR no sólo depende del estado fisiológico de la raíz, sino también de las características funcionales del resto de la planta. Por ejemplo, la CCR se

ha relacionado positivamente con la concentración de nitrógeno, el tamaño de las plantas y la tolerancia a las heladas (Pardos *et al.* 2003; Ritchie 1985; van den Driessche 1992; Villar-Salvador *et al.* 2004b).

La CCR tiende a predecir mejor el crecimiento absoluto que la supervivencia. Las relaciones entre la supervivencia y la CCR suelen ser positivas, pero a menudo la supervivencia acaba estabilizándose en una asíntota. Esta respuesta asintótica implica que cuando se desciende por debajo de un umbral de CCR la supervivencia disminuye porque las plantas están dañadas o son de insuficiente vigor (Mena-Petite *et al.* 2001; Ritchie 1985). Desde el punto de vista operativo, la CCR tiene dos desventajas claras. Una es que presenta importantes variaciones estacionales y su magnitud puede depender de las condiciones climáticas a las que se haya expuesto la planta previamente (Fernández y Pardos 1995). Otra es que habitualmente se tarda de dos a cuatro semanas en completarse dicha prueba, si bien el tiempo puede reducirse en algunas especies a la mitad (Ritchie 1984).

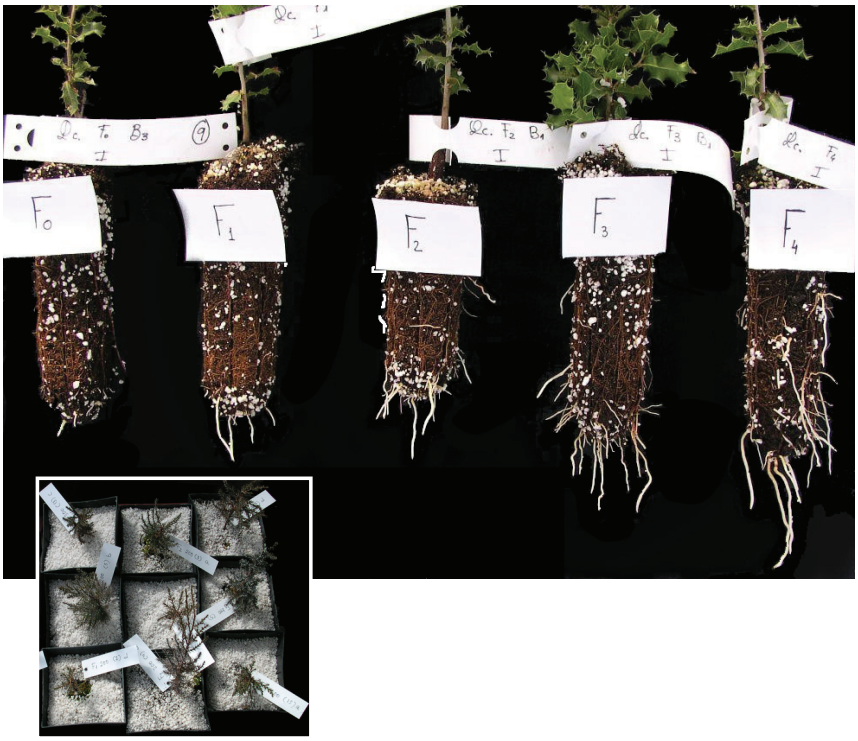


Figura 16.7. Ensayo de CCR con brinzales de *Quercus coccifera* trasplantados a contenedores de 3 L con perlita. Tras tres semanas, las dos plantas de la izquierda, pobremente fertilizadas, han producido una significativa menor cantidad de raíces nuevas respecto del resto de plantas, que recibieron una fertilización de moderada a alta. Las primeras mostraron una menor tasa de supervivencia y un menor crecimiento en campo respecto de las segundas. En la figura inferior se muestra un dispositivo para medir la CCR en brinzales de *Juniperus thurifera* (fotos: P Villar).

4.3.2. Tolerancia a la helada

En muchos ecosistemas, las heladas son una importante limitación para la vida de las plantas. En estas situaciones, no sólo es importante seleccionar especies y procedencias adaptadas al frío, sino que también se debe usar plantas que, a la salida del vivero, estén aclimatadas o endurecidas a las bajas temperaturas. En *Quercus ilex*, la falta de aclimatación al frío de brinzales cultivados en viveros emplazados en lugares de inviernos suaves puede dañarlos y mermar su crecimiento primaveral cuando se trasplantan a zonas de inviernos fríos (Mollá *et al.* 2006) (figura 16.8). Además, una mayor tolerancia a las heladas suele también ir acompañada de una mayor tolerancia al estrés hídrico (Heredia-Guerrero *et al.* 2014; Mollá *et al.* 2006).

La tolerancia a la helada de un lote de plantas se puede valorar sometiendo plantas enteras o partes de ellas a un ciclo de helada programada en una cámara de congelación y evaluando el subsiguiente daño por frío. En esta prueba, la temperatura se baja según una tasa de enfriamiento más o menos constante hasta alcanzar la temperatura de helada deseada. El ritmo de reducción de la temperatura debe imitar el de un ciclo de helada natural y no debe

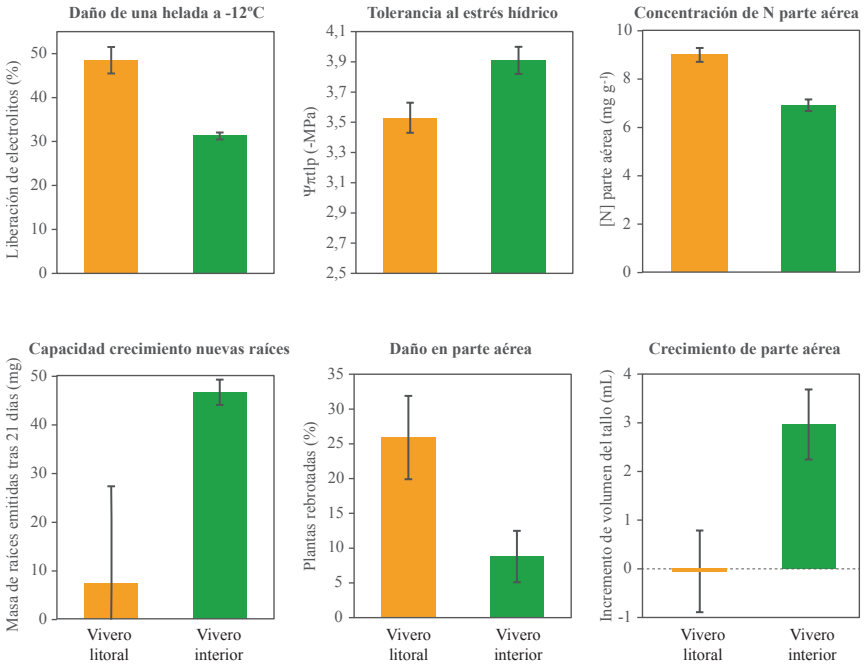


Figura 16.8. Diferencias funcionales en vivero y de desarrollo en campo de brinzales de un mismo lote de bellotas de *Quercus ilex* cultivados con idéntico régimen de cultivo en un vivero litoral (inviernos suaves) y en otro vivero del interior (inviernos fríos): valor promedio (barras ±1 error estándar) ($\Psi\pi_{tlp}$: potencial osmótico en el punto de pérdida de turgencia) (para información detallada, ver Mollá *et al.* 2003, 2006).

ser rápido, ya que la tasa de enfriamiento puede determinar el grado de lesión (Sutinen *et al.* 2001). Las formas más comunes de cuantificar el daño que causa la helada en estas pruebas son la evaluación visual de las lesiones que sufre el follaje (Andivia *et al.* 2011) y la medición de electrolitos liberados (Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013).

La evaluación visual es simple y se basa en cuantificar la necrosis en hojas, tallos y yemas o, en su caso, registrar la mortalidad producida. La evaluación tarda varias semanas en completarse y requiere un invernadero o una cámara de crecimiento donde mantener las plantas en buenas condiciones ambientales a la espera de que se manifiesten daños por frío. Esto limita su uso en el ámbito operativo.

Una alternativa es medir la liberación de electrolitos de los órganos afectados por una helada experimental. El flujo de electrolitos fuera de las células cuantifica el grado de pérdida de integridad de las membranas celulares y es proporcional al daño de las mismas y a la intensidad de la helada. Su principal ventaja sobre la evaluación visual de daños es su rapidez, pero es conveniente que se calibre para cada especie con determinaciones visuales de daños por heladas o mortalidad de plantas.

4.4. Control de la calidad exterior de las plantas

Los controles de calidad deben efectuarse preferentemente en vivero porque en caso de rechazo se evitan los costes del transporte. No obstante, el traslado de la planta debe hacerse de forma que no se deteriore la calidad de la planta (ver en este capítulo el apartado 5.7 sobre el manejo posterior al cultivo en vivero). Para asegurar que el lote de plantas tiene al menos el 95% de plantas de calidad cabal y comercial debe aplicarse algún método estadístico que lo garantice. Un ejemplo es el propuesto en una guía técnica por el *Ministère de l'Alimentation, de l'Agroalimentaire et de la Forêt* del Gobierno de Francia (Faure *et al.* 2014), que ha establecido un método simple mediante un muestreo múltiple por atributos funcionales. En dicha publicación también se incluyen estadillos a emplear para realizar los controles. El método francés conduce, para un tamaño de muestra determinado, a aceptar o rechazar un lote en función del número de plantas no conformes con las normas y/o prescripciones a considerar. Así, la aceptación se produce cuando el número de plantas de la muestra no conformes es igual o inferior al número máximo de ellas prefijado para que el lote pueda ser aceptado. Y el rechazo tiene lugar cuando el número de las no conformes es igual o superior al número mínimo prefijado al respecto. En este tipo de muestreo, se considera que la probabilidad de encontrar una unidad defectuosa permanece constante, por lo que se puede aceptar que la variable aleatoria es de tipo binomial, pudiendo realizarse un ajuste mediante la distribución de Poisson. Al ser un muestreo de tipo múltiple, ello implica que deberán extraerse de forma consecutiva las muestras necesarias hasta que el número de plantas calificadas como no conformes implique aceptar o rechazar el lote según los valores tabulados (máximos y mínimos, respectivamente) establecidos al respecto en función del tamaño de la muestra (tabla 16.3).

El número de plantas a examinar de inicio puede ser variable y debería figurar en el pliego de prescripciones técnicas; en su defecto, será fijado a criterio del director de obra. El tamaño de muestra estará ligado al del lote y oscilará entre el 1% y el 1‰ del total de la

partida de plantas que se desea controlar. El número mínimo de plantas a examinar es de 19, ya que con menos no se puede aceptar un lote, aunque sí se puede rechazar. Debido a que el muestreo es múltiple, el tamaño final de la inspección dependerá del número de muestras que deban tomarse para que se pueda aceptar o rechazar el lote.

Tabla 16.3. Tabla estadística de control general de un lote de plantas respecto a su calidad exterior.

Tamaño de la muestra	Decisión en base al número de plantas no conformes		
	Aceptar	Continuar	Rechazar
1-25	0	1-4	≥5
26-50	≤3	4-7	≥8
51-75	≤6	7-10	≥11
76-100	≤9	10-13	≥14
101-125	≤12	13-16	≥17
125-150	≤15	16-19	≥20
151-175	≤18	19-22	≥23
176-200	≤21	22-25	≥26
201-225	≤24	25-28	≥29
226-250	≤27	28-31	≥32
251-275	≤30	31-34	≥35
276-300	≤33	34-37	≥38
301-325	≤36	37-40	≥41
326-350	≤39	40-43	≥44
351-375	≤42	43-46	≥47
376-400	≤45	46-49	≥50
401-425	≤48	49-52	≥53
426-450	≤51	52-55	≥56
451-475	≤54	55-58	≥59
476-500	≤57	58-61	≥62

Para la toma de la muestra de plantas debe determinarse primero el número de unidades de agrupamiento (cajas, bandejas, haces, etc.) de donde extraer la muestra. Para ello, se empieza eligiendo al azar un número del 1 al 10. Si el total de unidades de agrupamiento de plantas es ≤100, se elegirán las unidades de 10 en 10 a partir del número seleccionado. Por ejemplo, si el número ha sido el 2, se escogerán las unidades número 2,12, 22, 32, etc. hasta completar todo el conjunto de unidades. Sí el número de unidades es > 100, se elegirán de 100 en 100 a partir del número seleccionado. Según nuestro ejemplo, se

escogerían las unidades número 2, 102, 202, 302, 402, 502, etc. hasta completar el total de unidades del lote. En el caso de que con la muestra de planta obtenida en esta selección de unidades no se pudiera decidir la aceptación o rechazo del lote, habría que repetir la operación a partir de la elección de una nueva cifra de comienzo.

El número de plantas a muestrear por unidad de agrupamiento será el resultado de dividir el número total de plantas objeto de muestreo por el número de unidades. Dentro de cada unidad de agrupamiento la selección de las plantas a evaluar se realizará al azar. Esta decisión se puede realizar por sorteo o usando la generación de números aleatorios con cualquier programa de hoja de cálculo.

Una vez seleccionada la muestra, se realizará la comprobación de calidad de las plantas atendiendo a los criterios que se indican en la normativa y, en su caso, en las prescripciones establecidas, de forma adicional o restrictiva, en los pliegos. Los criterios de calidad habituales serán el estado fitosanitario y la conformación. Se recomienda examinar primero el estado fitosanitario, a continuación las características morfológicas cualitativas, dejando para el final las morfológicas cuantitativas. Las plantas que no cumplen con los criterios establecidos se van contabilizando. Al terminar la evaluación de la muestra se decidirá la aceptación o rechazo del lote en función del número total de plantas no conformes (tabla 16.3). Si el número de éstas se incluye en el intervalo de la columna "continuar", no se puede garantizar su aceptación o rechazo, por lo que se procede a repetir el control con otra muestra obtenida tal y como se ha explicado previamente. A partir de este momento habrá que manejar la tabla de aceptación o rechazo considerando el número acumulado de plantas muestreadas y de plantas rechazadas. En la tabla 16.4 se muestra un ejemplo del proceso.

Tabla 16.4. Ejemplo de la dinámica de muestreo de plantas hasta que se alcance la decisión de aceptación o de rechazo, basado en la tabla 16.3.

Muestra	Plantas controladas		Plantas no conformes		Decisión
	N	∑	N	∑	
1ª	40	40	5	5	Continuar
2ª	50	90	6	11	Continuar
3ª	47	137	2	13	Aceptar

Si el lote debe ser rechazado, se recomienda, por la gravedad de tal decisión, realizar un segundo examen con plantas de unidades diferentes a las anteriormente seleccionadas. Si el resultado de este segundo control fuera diferente al primero, sugerimos repetir la operación. El resultado del tercer examen será el definitivo.

Si bien no es frecuente, es posible que las prescripciones relativas a la calidad de un lote de plantas consideren la evaluación de atributos de respuesta, en particular aquellos que pueden resultar muy determinantes respecto al éxito de la plantación, como, por

ejemplo, la tolerancia al frío, parámetro de importancia cuando la plantación se va a realizar en un lugar donde las heladas juegan un papel de relevancia. En tal caso, en el pliego de prescripciones técnicas, debería establecerse tanto la exigencia de la prueba como el criterio numérico para la aceptación del lote.

En los controles de calidad que contemplan la capacidad de crecimiento radical, se recomienda usar una muestra de, como mínimo, 30 plantas, que en el caso de un lote de 50000 plantas podría fijarse en una muestra del 0,12% de las plantas (Ritchie y Landis 2010). Según Dunsworth (1997), en los programas de control de calidad de Canadá y los estados del noroeste de Estados Unidos, en lotes de entre 100000 y 500000 plantas se suele extraer una muestra de entre 100 y 200 plantas para realizar las pruebas de CCR y tolerancia a la helada.

5. Importancia del cultivo en vivero y el manejo previo a la plantación en la calidad de la planta

La supervivencia, como ya hemos comentado, no es tanto una cuestión de tolerancia a la sequía, sino más bien de capacidad de la planta, o del sistema planta-suelo, para evitarla. Estudios recientes en especies perennifolias mediterráneas (Uscola *et al.* 2015; Villar-Salvador *et al.* 2015) han puesto de manifiesto que los primeros crecimientos radicales en nuestras especies más representativas se efectúan predominantemente por removilización de las reservas de carbohidratos y nitrógeno acumuladas durante el cultivo en vivero. Posteriormente, son los azúcares procedentes de la fotosíntesis y de la absorción de nutrientes del suelo los que más suelen contribuir al crecimiento, tanto radical como aéreo. Estos resultados indican que la calidad está inicialmente ligada a las reservas de carbohidratos no estructurales y otros nutrientes minerales, y en una fase posterior, a la capacidad de la planta para conseguir fotoasimilados y nutrientes del suelo. Sin la combinación de ambos difícilmente la planta podrá superar los estados de estrés originados en un primer momento con la plantación y posteriormente con la llegada del estío.

La calidad de la planta, así entendida, está estrechamente relacionada con su capacidad para responder al ambiente, especialmente en situaciones de estrés, y con la capacidad de crecimiento antes de la sequía estival. Ambas facultades vienen determinadas especialmente por los atributos morfológicos y fisiológicos de la planta (Villar-Salvador *et al.* 2012). Por ejemplo, las plantas grandes pueden tener un elevado contenido de nutrientes y carbohidratos de reserva que caben ser removilizados para apoyar el crecimiento de las nuevas raíces. La calidad de la planta está estrechamente determinada por las prácticas de producción en vivero y por su manejo desde que sale del mismo hasta su plantación en campo. Definir una planta de calidad es complejo, de difícil objetivación y a veces controvertido (Simpson y Ritchie 1996; Villar-Salvador *et al.* 2012); en cambio disponemos de los conocimientos y medios técnicos para modificar los atributos morfológicos y fisiológicos acordes con el modelo de planta de calidad por el que se opte (Dumroese *et al.* 2009; Landis 1989; Pemán *et al.* 2013).

Por ello, y ante la ineludible obligación del proyectista de describir tanto como sea posible la planta a utilizar, puede ser muy útil referenciar la calidad de la misma a través

de las condiciones y parámetros de su cultivo y manejo posterior, y todo ello como complemento a los requisitos, principalmente morfológicos, de obligado cumplimiento definidos por el Real Decreto 289/2003. A continuación, detallamos algunas de las prácticas de vivero y de manejo previo a la plantación que tienen un papel crucial en la calidad de planta y las recomendaciones al respecto, que, por nuestra experiencia, conllevan un buen desarrollo en campo.

5.1. Envases

A igualdad de otros factores, y siempre y cuando la consistencia del cepellón esté asegurada, existe una relación directa entre el volumen del envase, las dimensiones de la planta, un mejor estatus hídrico después del aviveramiento y un mayor arraigo (Dominguez-Lerena *et al.* 2006; Domínguez-Lerena 1997; Villar-Salvador *et al.* 2004a). Se recomienda el uso de envases que eviten la espiralización de las raíces, con repicado aéreo, de al menos 300 mL de volumen útil y profundidades mínimas de 18 cm. Para zonas de clima atlántico o cuando se utilizan especies de media y alta montaña mediterránea, se puede rebajar el volumen a 200 mL. Por el contrario, en los climas muy xéricos o con fuertes irregularidades pluviométricas se debería subir hasta los 400 mL. En cuanto a la densidad de cultivo, los valores óptimos se sitúan en el entorno de 250-300 plantas m^{-2} para las plantas cultivadas en envases grandes, pudiendo admitirse hasta 500 brinzales m^{-2} cuando se trata de especies de alta montaña y de algunas frondosas caducifolias de hoja pequeña.

5.2. Sustratos

El sustrato es mucho más que un soporte o medio de cultivo, pues, al influir en la cantidad de nutrientes, agua y aire disponible por las raíces, condiciona las características morfológicas y funcionales de las plantas y, por tanto, su arraigo en campo (Guehl *et al.* 1989). Las características físicas, químicas y de degradabilidad del sustrato determinan su capacidad para conferir calidad. Tal y como señala el Pliego de Cláusulas Técnicas Particulares para el suministro de plantas forestales en la región mediterránea francesa, el cultivo debería efectuarse en sustratos estériles compuestos por materiales orgánicos o mezcla de orgánicos y minerales artificiales esterilizados, con valores de porosidad total y macroporosidad superiores al 90 y 25% del volumen total, respectivamente.

5.3. Duración del cultivo

Algunas experiencias realizadas hasta ahora apuntan a la conveniencia del uso de plantas de una savia, sobre todo en las frondosas, y muy especialmente en las quercíneas mediterráneas (Nicolás Peragón *et al.* 2004). Obviamente, el que una especie pueda usarse con una savia dependerá de que sea capaz de consolidar el cepellón durante el primer año y bajo condiciones estándar de cultivo. Algunas experiencias también han observado un mejor desarrollo de las plantas de dos savias que las de una (Siles *et al.* 2010), lo que indica que se necesita investigar para delimitar mejor la edad recomendada que tienen que tener las plantas según la especie y la situación ambiental del lugar de utilización. Así, en el caso de las coníferas boreo-alpinas, puede utilizarse brinzales de dos savias. Sólo en

casos muy especiales, como los abetos, podría justificarse edades superiores, siempre y cuando la praxis del cultivo haya sido acorde a una mayor duración de este.

5.4. Sombreo y cultivo en invernadero

Hay que tener cuidado con los cultivos bajo sombra o cubierta de plástico o vidrio, ya que pueden reducir la resistencia de las plantas a factores de estrés (Puértolas *et al.* 2009). Salvo especies o situaciones especiales, es preferible hacerlo a pleno sol. El sombreo, de aplicarse, es mejor restringirlo al periodo de acusado estío, y prescindir de él en la fase de fuerte crecimiento vegetativo, durante el que se forma la mayor parte de las estructuras foliares. Un sombreado de una cierta intensidad puede desequilibrar morfológicamente la planta, al favorecer un desarrollo excesivo de la parte aérea en detrimento de la radical, sobre todo en especies de crecimiento rápido (Cardillo y Bernal 2006; De Castro *et al.* 2014). Las plantas cultivadas en invernadero durante la mayor parte de su vida viverística, deben llevarse al exterior por un tiempo para que se endurezcan en condiciones de aire más seco e insolación.

5.5. Fertilización

El abonado condiciona la calidad de la planta (figura 16.7) porque influye de forma muy marcada en el tamaño final, el estado nutricional y las reservas de carbohidratos no estructurales de la planta. Todos estos atributos condicionan notablemente la supervivencia, capacidad de crecimiento en campo y la tolerancia a situaciones de estrés (Cuesta *et al.* 2010; Oliet *et al.* 2013, 2011; Villar-Salvador *et al.* 2008). Por otro lado, la consistencia del cepellón, exigible siempre, es consecuencia del crecimiento del sistema radical durante un tiempo y en un volumen determinado de contenedor y, por tanto, se puede conseguir con un adecuado manejo nutricional. Especies de semilla grande, como las del género *Quercus*, exigen un mínimo de 70 mg de nitrógeno al año, mientras que especies pioneras con semillas pequeñas requieren entre 75 y 120 mg anuales de nitrógeno.

5.6. Situación geográfica del vivero

Resulta oportuno que las plantas estén lo más aclimatadas posible al lugar de plantación. Si el frío excesivo pudiera ser un problema en la zona de actuación, la planta debe de haberse producido, o aclimatado previamente, en viveros de inviernos fríos (Mollá *et al.* 2006, 2003), como los del interior peninsular (figura 16.8), y al aire libre.

5.7. El manejo post-vivero

Un mal transporte, un excesivo tiempo de aviveramiento y/o de depósito en campo o un trato rudo de las plantas puede anular su calidad fisiológica y conllevar una reducción del desarrollo posterior al trasplante (McKay 1997). En los pliegos de condiciones debe regularse el tiempo de transporte, recomendándose que no supere en ningún caso las 24 horas desde la salida del vivero, así como la máxima cantidad de planta desplazada al tajo, para que, según la planificación de los trabajos, ésta no se encuentre más de 5 días depositada en campo. En España no se suele almacenar la planta en cámaras frías, pero

en aquellos países donde se practica, un almacenamiento prolongado puede reducir el desarrollo en campo (Généré *et al.* 2004; Mena-Petite *et al.* 2001).

5.8. Resultado del cultivo y del manejo post-vivero: consistencia del cepellón

Un buen sistema de cultivo debe intentar conseguir, salvando especificidades, una planta de una savia en un adecuado contenedor antiespiralizante y dotada de un cepellón consistente, que permita su manejo en campo sin desmoronamiento. La conjunción de estos tres factores constituye una garantía de equilibrio y calidad. La consistencia del cepellón es un óptimo integrador de adecuadas prácticas de cultivo, que pone de manifiesto que las raíces han colonizado bien el envase y, como consecuencia, garantiza que la planta tiene protegido su sistema radical frente al exigente manejo del proceso de la plantación. Un sistema radical así resguardado y embutido en un sustrato húmedo, y situado en un suelo con tempero, es requisito indispensable para que puedan darse las circunstancias de crecimiento que exigen tanto el arraigo como la supervivencia. Podemos considerar que un cepellón es consistente cuando permite su manipulación sin que exista deterioro en la forma y sin que se produzca desintegración total o parcial con pérdida de masa de sustrato. Se entiende por manipulación, tanto la extracción del cepellón del propio envase de cultivo, como su manejo propiamente dicho en labores de plantación. La consistencia, así entendida, debe darse por regla general en toda la longitud del cepellón. En el caso particular de las quercíneas perennifolias o marcescentes mediterráneas, y debido a que la emisión radical se produce entre 1 y 2 cm por debajo del cuello de la raíz, no suele haber colonización radical en ese intervalo del cepellón; por ello, el requisito de compacidad se aplicaría sólo a partir de esa profundidad. A los efectos de proporcionar objetividad al proceso de evaluación, se propone que las plantas sean sometidas a la prueba de extracción del cepellón y posterior dejada en caída libre a un suelo rígido y en posición vertical desde una altura de 1 m, a considerar desde el cuello de la raíz. Si en este proceso, el desmoronamiento del cepellón afectará a más de un 40% de su volumen o de su longitud, se estimará que la planta no es de calidad cabal y comercial.

6. Normativa fitosanitaria

La legislación básica en materia fitosanitaria se constituye en torno a la Ley 43/2002, de 20 de noviembre, de Sanidad Vegetal y al Reglamento (UE) 2016/2031 del Parlamento Europeo y del Consejo de 26 de octubre de 2016 relativo a las medidas de protección contra las plagas de los vegetales, por el que se modifican los Reglamentos (UE) n.º 228/2013, (UE) n.º 652/2014 y (UE) n.º 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo y se derogan las Directivas 69/464/CEE, 74/647/CEE, 93/85/CEE, 98/57/CE, 2000/29/CE, 2006/91/CE y 2007/33/CE del Consejo. Este Reglamento 2016/2031 y la normativa delegada asociada (particularmente el Reglamento de ejecución (UE) 2019/2072 de la Comisión) determinan los riesgos fitosanitarios y establecen, entre otras cuestiones, las condiciones, procedimientos y trámites de carácter fitosanitario que deben cumplirse para la introducción y el traslado de vegetales y productos vegetales en la Unión Europea (UE). Su objetivo es evitar la entrada y difusión en el territorio de la UE de organismos nocivos para los vegetales, así como su exportación y tránsito a países terceros y con ello prevenir los daños económicos, sociales y ecológicos que los mismos ocasionan.

Una de las herramientas previstas para ello es el establecimiento del pasaporte fitosanitario. Se trata de un documento, a modo de marca oficial y en forma de etiqueta, que responde a un modelo oficialmente establecido en cuanto a su contenido, común a toda la UE, y que deberá acompañar físicamente a los vegetales, productos vegetales y otros objetos durante su traslado por el territorio de la Unión. Su emisión corresponde a los operadores profesionales registrados, quienes llevarán, a efectos de garantizar la trazabilidad, un registro de los documentos emitidos y los suministros correspondientes. El pasaporte fitosanitario acredita que:

- Los materiales vegetales han sido cultivados o manipulados por una empresa inscrita en el Registro de Operadores Profesionales de Vegetales.
- La empresa ha comunicado dentro del plazo establecido su producción prevista (declaración anual de cultivo) al Organismo oficial responsable.
- La producción vegetal ha sido sometida a los controles oficiales establecidos al efecto.

A su vez, los viveristas registrados están obligados a notificar al organismo oficial competente toda aparición atípica de organismos nocivos o de síntomas de enfermedad para los vegetales. Además, con el fin de proteger los cultivos o poblaciones naturales de un área geográfica determinada, la normativa contempla su declaración como zona protegida.

El Reglamento (UE) 2017/2313 establece los diferentes modelos a los que debe ajustarse el pasaporte fitosanitario. En todos ellos, su tamaño y disposición deben hacerlo fácilmente visible, legible y distinguible de cualquier otra información. En el ángulo superior izquierdo debe figurar la bandera de la Unión y en el derecho debe aparecer el rótulo "Pasaporte Fitosanitario / *Plant Passport*". Su contenido es el siguiente:

- La letra "A" seguida del nombre científico de la especie y, opcionalmente, la variedad.
- La letra “B” seguida del código del productor en el Registro de Operadores Profesionales de Vegetales.
- La letra “C” seguida del código de trazabilidad de las plantas o partes de plantas (por ejemplo, número del lote y número del documento del proveedor), que puede completarse con un código de barras, holograma, chip u otro soporte de trazabilidad que utilice el vivero.
- La letra “D”, cuando proceda, seguida del nombre o código del tercer país de origen, o bien del código de dos letras del estado miembro (para España, ES).

Cuando los materiales se destinan a una zona que está declarada como protegida respecto de una plaga concreta, estos materiales deben ir acompañados por un pasaporte fitosanitario especial, denominado comúnmente como “pasaporte fitosanitario ZP”. En este caso, el rótulo del documento será “Pasaporte fitosanitario-ZP / *Plant Passport*-PZ”. Debajo de este rótulo se indica la plaga de cuarentena de la zona protegida correspondiente.

El pasaporte fitosanitario debe colocarse obligatoriamente sobre cada una de las unidades comerciales (haz, manojo, paquete, bandeja de cultivo,…) que integran la partida que se comercializa o traslada. Además podrá ir, de forma voluntaria, en el documento de acompañamiento de la partida de materiales de reproducción, pero siempre en lugar visible y de forma que se distinga perfectamente del resto de información que se incluya en el mismo. El documento de acompañamiento, en el que cabe incluir otros datos que se consideren útiles para el etiquetado, puede ser cualquier documento de los usados normalmente con fines comerciales (albarán, factura o documento de proveedor). En el caso de las especies forestales, sería recomendable, por la coincidencia de datos que obligatoriamente deben contener, utilizar como documento de acompañamiento el documento del proveedor previsto en el ya citado Real Decreto 289/2003, cuando este proceda.

El Reglamento de ejecución (UE) 2019/2072 indica que todos los vegetales para plantación, salvo las semillas, necesitan pasaporte fitosanitario para su traslado. A su vez establece el listado de organismos de cuarentena y de organismos prioritarios, para los que los Organismos de control deben efectuar inspecciones específicas en los centros de producción, así como los vegetales y productos vegetales sensibles a ellos.

El Reglamento (UE) 2016/2031 establece que el pasaporte fitosanitario debe acompañar a todos los vegetales destinados a plantación, incluyendo, por tanto, a todas las plantas y partes de plantas de todas las especies cuyo destino sea el medio natural. Por ello, las inspecciones que se efectúan en los viveros deben incluir, también, el control visual de todos los lotes en producción de las especies vegetales no sensibles a organismos de cuarentena o prioritarios. En este contexto, el utilizador debe exigir y controlar que las partidas de plantas o de partes de plantas que reciba vayan acompañadas o etiquetadas con sus correspondientes pasaportes fitosanitarios.

En cuanto a los frutos y semillas de especies forestales, la expedición del pasaporte fitosanitario sólo es obligatoria en el caso de las especies del género *Pinus* y de *Pseudotsuga menziesii*, y en relación con el patógeno *Fusarium circinatum* (Decisión de Ejecución (UE) 2019/2032 de la Comisión de 26 de noviembre de 2019). Adicionalmente, el Real Decreto 637/2006, de 26 de mayo, exige que el productor/proveedor pueda acreditar que todo lote de semilla está exento del citado hongo. Dicha acreditación se asentará en el preceptivo análisis de una muestra representativa realizado por un laboratorio oficialmente reconocido por la autoridad competente de una Comunidad Autónoma.

Dado que la mejor forma de evitar las plagas y las enfermedades es la prevención, resulta de vital importancia que el viverista controle de forma continua y adecuada la aparición de cualquier síntoma que evidencie problemas sanitarios. Ello le permitirá realizar un diagnóstico temprano y tomar las medidas oportunas en razón del impacto del daño. A su vez, es preciso saber que los principales vectores de entrada de agentes nocivos son los sustratos, el agua de riego, los contenedores reutilizados, las herramientas y las semillas y estaquillas, además de los lotes de plantas en trasiego. Y por último tener en cuenta que la aplicación de unas buenas prácticas de cultivo reduce la incidencia de patologías.

BIBLIOGRAFÍA

Alía R, Alba N, Agúndez D, Iglesias S (2005) Manual para la comercialización y producción de semillas y plantas forestales. Materiales de base y de reproducción, Serie Forestal, DGB, Madrid

Alía R, Gil L, Pardos JA (1995) Performance of 43 Pinus pinaster Ait. provenances on 5 locations in Central Spain. Silvae Genet 44:75–81

Alía R, Moro J, Notivol E, Moro-Serrano J (2001) Genetic variability of Scots pine (Pinus sylvestris L.) provenances in Spain: growth traits and survival. Silva Fenn 35:27–38

Andivia E, Fernández M, Vázquez-Piqué J (2011) Autumn fertilization of Quercus ilex ssp. ballota (Desf.) Samp. nursery seedlings: effects on morpho-physiology and field performance. Ann For Sci 68: 543–553

Andivia E, Márquez-García B, Vázquez-Piqué J, Córdoba F, Fernández M (2012) Autumn fertilization with nitrogen improves nutritional status, cold hardiness and the oxidative stress response of Holm oak (Quercus ilex ssp. ballota [Desf.] Samp) nursery seedlings. Trees. Struct Funct 26:311–320

Aranda I, Alía R, Ortega U, Dantas ÂK, Majada J (2010) Intra-specific variability in biomass partitioning and carbon isotopic discrimination under moderate drought stress in seedlings from four Pinus pinaster populations. Tree Genet. Genomes 6:169–178

Baraloto C, Forget PM, Goldberg DE (2005) Seed mass, seedling size and neotropical tree seedling establishment. J Ecol 93:1156–1166

Barreneche T, Bodénès C, Lexer C, Trontin JF, Fluch S, Streiff R, Plomion C, Roussel G, Steinkellner H, Burg K, Favre JM, Glössl J, Kremer A (1998) A genetic linkage map of Quercus robur L. (pedunculate oak) with RAPD, SCAR, microsatellite, minisatellite, minisatellite, isozyme and rDNA. Theor Appl Genet 97:1090– 1103

Baskin C, Baskin J (1998) Seeds. Ecology, biogeogaphy, and evolution of dormancy and germination. Academic Press, San Diego

Bigras FJ, Gonzalez A, D'Aoust AL, Hébert C (1996) Frost hardiness, bud phenology and growth of containerized Picea mariana seedlings grown at three nitrogen levels and three temperature regimes. New For 12:243–259

Bonner FT, Karrfalt RP (2008) The woody plant seed manual. USDA Forest Service, Washington DC

Bonner FT, Vozzo JA (1990) Storing recalcitrant tropical forest tree seeds. En: Treviño-Díaz T, Jara LF (eds). Memorias seminario taller sobre investigaciones en semillas forestales tropicales. Serie Documentación No. 18, pp: 139-142. Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal, Bogotá

Burdett AN (1990) Physiological processes in plantation establishment and the development of specifications for forest planting stock. Can J For Res 20:415–427

Burdett AN, Simpson DG, Thompson CF (1983) Root development and plantation establishment succes. Plant Soil 71:103–110

Burgarella C, Navascues M, Soto Á, Lora Á, Fici S, Soto A, Lora A, Fici S (2007) Narrow genetic base in forest restoration with holm oak (Quercus ilex L.) in Sicily. Ann For Sci 64:757–763

Cardillo E, Bernal CJ (2006) Morphological response and growth of cork oak (Quercus suber L.) seedlings at different shade levels. For Ecol Manage 222:296–301

Castro J (2006) Short delay in timing of emergence determines establishment success in Pinus sylvestris across microhabitats. Ann Bot 98:1233–1240.

Christersson L (1976) The effect of inorganic nutrients on water economy and hardiness of conifers. II. The effect of varying potassium and calcium contents on water status and drought hardiness of pot-grown Pinus sylvestris L. and Picea abies (L.) Karst. seedlings. Stud For Suec 136:1–22

Cuesta B, Villar-Salvador P, Puértolas J, Jacobs DF, Rey Benayas JM (2010) Why do large, nitrogen rich seedlings better resist stressful transplanting conditions? A physiological analysis in two functionally contrasting Mediterranean forest species. For Ecol Manage 260:71–78.

De Castro AV, Oliet JA, Puértolas J, Jacobs DF (2014) Light transmissivity of tube shelters affects root growth and biomass allocation of Quercus ilex L. and Pinus halepensis Mill. Ann For Sci 71:91–99

del Campo AD, Hermoso J, Ceacero CJ, Navarro-Cerrillo RM (2011a) Nursery location and potassium enrichment in Aleppo pine stock 1. Effect on nursery culture, growth, allometry and seedling quality. Forestry 84:221–234

del Campo AD, Hermoso J, Flors J, Lidon A, Navarro-Cerrillo RM (2011b) Nursery location and potassium enrichment in Aleppo pine stock 2. Performance under real and hydrogel-mediated drought conditions. Forestry 84: 235–245

Delatour C, Morelet M (1979) La pourriture noire des glands. Rev For Fr 31:101–115

Dickson RE, Tomlinson PT (1996) Oak growth, development and carbon metabolism in response to water stress. Ann Sci For. 53:181–196

Domínguez-Lerena S (1997) La importancia del envase en la producción de plantas forestales. Quercus 134:34–37

Dominguez-Lerena S, Herrero Sierra N, Carrasco Manzano I, Ocaña Bueno L, Peñuelas Rubira JL, Mexal JGG (2006) Container characteristics influence Pinus pinea seedling development in the nursery and field. For Ecol Manage 221:63–71

Don R, Ducournau S (2018) ISTA Handbook on Seedling Evaluation, 4th edition. International Seed Testing Association.

Dumroese RK, Luna T, Landis TD (2009) Nursery Manual for Native Plants. USDA. Forest Service, Washington DC

Dunsworth GB (1997) Plant quality assessment: an industrial perspective. New For 13:439–448

Duryea ML (1985) Evaluating seedling quality: importance to reforestation. En: Duryea ML (Ed). Evaluating seedling quality: Principles, procedures, and predictive abilities of major tests. Forest Research Laboratory, Oregon State University, Corvallis, Oregon, pp. 1–4

Engstrom HE, Stoeckeler JH (1941) Nursery practice for trees and shrubs suitable for planting on the prairie-plains. USDA Misc Pub 434. Washington DC

Faure C, Montagnon F, Fontvielle F (2014) Guide technique. Réussir la plantation forestière. Contrôle et réception des travaux de reboisement, 3ª ed. Ministère de l'Agriculture de l'Agroalimentaire et de la Forêt. Paris. https://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/guide_reussir_la_plantation_forestiere_201501_a4_cle8a81f1.pdf

Fernández M, Pardos JA (1995) Variacion estacional de la actividad radical en procedencias de Pinus pinaster Ait. Silva Lusit 3:131–143

Folk RS, Grossnickle SC (1997) Determining filed performance potential with the use of limiting environmental conditions. New For 13:121–138

Génér, B, Garriou D, Omarzad O, Grivet JP, Hagège D (2004) Effect of a strong cold storage induced desiccation on metabolic solutes, stock quality and regrowth, in seedlings of two oak species. Trees. Struct Func 18:559–565

Greer DH, Robinson LA, Hall AJ, Klages K, Donninson H (2000) Frost hardening of Pinus radiata seedlings: effects of temperature on relative growth rate, carbon balance and carbohydrate concentration. Tree Physiol 20:107–114

Grossnickle S, MacDonald J (2018) Seedling quality: History, application, and plant attributes. Forests 9: 283

Guehl JM, Falconnet G, Gruez J (1989) Caractéristiques physiologiques et survie après plantation de plants de Cedrus atlantica élevés en conteneurs sur différents types de substrats de culture. Ann Sci For 46:1–14

Harvey HP, van den Driessche R (1999) Nitrogen and potassium effects on xylem cavitation and water-use efficiency in poplars. Tree Physiol 19:943–950

Heredia-Guerrero N, Oliet JA, Villar-Salvador P, Benito LF, Peñuelas JL (2014) Fertilization regime interacts with fall temperature in the nursery to determine the frost and drought tolerance of the Mediterranean oak Quercus ilex subsp. ballota. For Ecol Manage 331:50–59

Iglesias Sauce S, Nicolás Peragón JL, Alía Miranda R, Peñuelas Rubira JL, Prada Sáez MA, San Juan Bericat A, Calvo Lázaro JM, Mallofret Carrera E, Pérez Bohórquez V, Samaniego Gil B, Vallejo Sancho de Sopranis M, Martín Bernal E, Villanueva Ceberio I, Fernández Centeno G (2012) Criterios orientadores para el cumplimiento del RD 289/2003 y recomendaciones técnicas a aplicar en la redacción y ejecución de proyectos de repoblación y restauración forestal. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid

Ivetic V, Devetakovic J, Nonic M, Stankovic D, Sijacic-Nikolic M (2016) Genetic diversity and forest reproductive material - from seed source selection to planting. iForest-Biogeosciences For 9:801–812

Joët T, Ourcival JM, Dussert S (2013) Ecological significance of seed desiccation sensitivity in Quercus ilex. Ann Bot 111:693–701

Knudsen IMB, Thomsen KA, Jensen B, Poulsen KM (2000) Effects of hot water treatment, biocontrol agents, disinfectants and a fungicide on storability of English oak acorns and control of the pathogen Ciboria batschiana. For Path 34:47–64

Landis TD, Tinus RW, Barnett JP (1998) Seedling propagation. The Container Tree Nursery Manual. Volume 6. USDA Forest Service, Washington DC

Landis TD (1989) Mineral nutrients and fertilization. En: Landis TD, Tinus RW, McDonald SE, Barnett JP (Eds). The Container Tree Nursery Manual. Volume 4 Seedling Nutrition and Irrigation, USDA Forest Service, Washington DC

Lefèvre F (2004) Human impacts on forest genetic resources in the temperate zone: an updated review. For Ecol Manag 197:257– 271

Lindström A, Rune G (1999) Root deformation in plantations of container-grown Scots pine trees: effects on root growth, tree stability and stem staightness. Plant Soil 217:31–39

Marschner P (2012) Marschner's mineral nutrition of higher plants. 3rd ed, Academic Press, Amsterdam

Matías L, González-Díaz P, Jump AS (2014) Larger investment in roots in southern range-edge populations of Scots pine is associated with increased growth and seedling resistance to extreme drought in response to simulated climate change. Environ Exp Bot 105:32–38

McKay HM (1997) A review of the effect of stresses between lifting and planting on nursery stock quality and performance. New For 13:369–399

Mckay HM, White IMS, White MS (1997) Fine root electrolyte leakage and moisture content: Indices of sitka spruce and Douglas-fir seedling performance after desiccation. New For 13:139–162

Mena-Petite A, Ortega-Lausen U, Gonzalez-Moro MB, Lacuesta M, Muñoz-Rueda A, Ortega-Lasuen U, Gonzalez-Moro M, Lacuesta M, Muñoz-Rueda A (2001) Storage duration and temperature effect on the functional integrity of container and bare-root Pinus radiata D. Don stock-types. Trees. Struct Funct 15:289–296

Menes PA, Mohammed GH (1995) Identifying the root collar on forest tree seedlings. For Chr 71:304–310

Merouani H, Branco C, Almeida MH, Pereira JS (2001) Effects of acorn storage duration and parental tree on emergence and physiological status of cork oak (Quercus suber L.) seedlings. Ann For Sci 58:543–554

Mexal JG, Landis TD (1990) Target seedling concepts: height and diameter. En: Rose R, Campbell SJ, Landis TD (Eds). Target Seedling Symposium. pp. 17–35. UDSA For Serv, Roseburg, Oregon

Millard P, Grelet G-A (2010) Nitrogen storage and remobilization by trees: ecophysiological relevance in a changing world. Tree Physiol. 30:1083–1095

Mollá S, Villar-Salvador P, García-Fayos P, Peñuelas Rubira JL (2003) Influencia de la localización del vivero en la tolerancia a las heladas y el desarrollo en campo de Quercus ilex subsp. ballota. Montes 74:23–30

Mollá S, Villar-Salvador P, García-Fayos P, Peñuelas Rubira JL (2006) Physiological and transplanting performance of Quercus ilex L. (holm oak) seedlings grown in nurseries with different winter conditions. For Ecol Manage 237:218–226

Namkoong G, Barnes RD, Burley J (1980) A philosophy of breeding strategy for tropical forest trees, Tropical Forestry Papers. Nº 16. Oxford

Navarro RM, Villar-Salvador P, del Campo A (2006) Morfología y establecimiento de los plantones. En: Cortina J, Peñuelas JL, Puértolas J, Savé R, Vilagrosa A (Eds). Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos degradados. Estado actual de conocimientos. pp 67–88, Organismo Autónomo Parques Nacionales, Serie Forestal, Madrid

Nicolás Peragón J, Benito Matías LF, García González D (2013) Juniperus thurifera. En: Pemán J, Navarro-Cerrillo RM, Nicolás JL, Prada MA, Serrada R (Eds). Producción y manejo de semillas y plantas forestales. Tomo I, pp 687–706. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Serie Forestal, Madrid

Nicolás Peragón JL, Villar-Salvador P, Peñuelas Rubira JL (2004). Efecto de la edad de la planta y el tipo de preparación del suelo en la supervivencia y crecimiento de Quercus faginea Lam cultivado en contenedor. Cuad Soc Esp Cienc For 17:205–209

OECD (2013). OECD guidelines on the production of forest reproductive materials. Paris

Oliet JA, Planelles R, Artero F, Jacobs DF (2005) Nursery fertilization and tree shelters affect long-term field response of Acacia salicina Lindl planted in mediterranean semiarid conditions. For Ecol Manage 215:339–351

Oliet JA, Planelles R, Artero F, Valverde R, Jacobs D, Segura M (2009) Field performance of Pinus halepensis planted in Mediterranean arid conditions: relative influence of seedling morphology and mineral nutrition. New For 37:313–331

Oliet JA, Planelles R, López M, Artero F (1997) Efecto de la fertilización en vivero sobre la supervivencia en plantación de Pinus halepensis. Cuad Soc Esp Cienc For 4:69–79

Oliet JA, Puértolas J, Planelles R, Jacobs DF (2013) Nutrient loading of forest tree seedlings to promote stress resistance and field performance: a Mediterranean perspective. New For 44:649–669

Oliet JA, Salazar JM, Villar R, Robredo E, Valladares F (2011) Fall fertilization of Holm oak affects N and P dynamics, root growth potential, and post-planting phenology and growth. Ann For Sci 68:647–656

Padilla FM, Pugnaire FI (2007) Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. Funct Ecol 21:489–495

Palacios G, Navarro Cerrillo RM, del Campo A, Toral M (2009) Site preparation, stock quality and planting date effect on early establishment of Holm oak (Quercus ilex L) seedlings. Ecol Eng 35:38–46

Pardos M, Royo A, Gil L, Pardos JA (2003) Effect of nursery location and outplanting date on field performance of Pinus halepensis and Quercus ilex seedlings. Forestry 76:67–81

Pemán J, Navarro-Cerrillo RM, Nicolás JL, Prada MA, Serrada R (Eds) (2013) Producción y Manejo de Semillas y Plantas Forestales. Tomo I and II. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Serie Forestal, Madrid

Pérez-Harguindeguy N, Díaz S, Garnier E, Lavorel S, Poorter H, Jaureguiberry P, Bret-Harte MS, Cornwell WK, Craine JM, Gurvich DE, Urcelay C, Veneklaas EJ, Reich PB, Poorter L, Wright IJ, Ray P, Enrico L, Pausas JG, De Vos AC, Buchmann N, Funes G, Quétier F, Hodgson JG, Thompson K, Morgan HD, Ter Steege H, Van Der Heijden MGA, Sack L, Blonder B, Poschlod P, Vaieretti MV, Conti G, Staver AC, Aquino S, Cornelissen JHC (2013) New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. Aust J Bot 61:167–234

Piotto B, Falleri E (2001) La conservazione dei semi, En: Piotto B, Di Noi A (Eds). Propagazione per seme di alberi e arbusti della flora mediterranea. ANPA, Roma

Planelles González R (2004) Efectos de la fertilización NPK en vivero sobre la calidad funcional de plantas de Ceratonia siliqua L. ETS Ing Montes. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid

Proe MF, Midwood AJ, Craig J (2000) Use of stable isotopes to quantify nitrogen, potassium and magnesium dynamics in young Scots pine (Pinus sylvestris). New Phytol 146:461–469

Puértolas J, Benito LF, Peñuelas JL (2009) Effects of nursery shading on seedling quality and post-planting performance in two Mediterranean species with contrasting shade tolerance. New For 38:295–308

Puértolas J, Prada MA, Climent J, Oliet JA, del Campo AD (2012) Pinus halepensis Mill., En: Pemán J, Navarro Cerrillo R, Nicolás-Peragón JL, Prada MA, Serrada-Hierro R (Eds). Producción y manejo de semillas y plantas forestales. Tomo I, pp 855–880. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Serie Forestal, Madrid

Puttonen P (1997) Looking for the 'silver bullet'- Can one test do it all? New For 13:9–27

Puttonen P (1986). Carbohydrate reserves in Pinus sylvestris seedling needles as an attribute of seedling vigor. Scand J For Res 1:181–193

Ramírez-Valiente JA, Valladares F, Gil L, Aranda I (2009) Population differences in juvenile survival under increasing drought are mediated by seed size in cork oak (Quercus suber L.). For Ecol Manage 257:1676–1683

Ritchie GA, Landis TD (2010) Assessing plant quality, En: Landis TD, Dumroese RK, Haase DL (Eds). The container tree nursery manual. Volume 7, Seedling processing, storage, and outplanting. USDA Forest Service, Washington DC

Ritchie GA (1985) Root growth potential: principles, procedures and predictive ability. En: Duryea ML (Ed), Evaluating seedling quality: Principles, procedures, and predictive abilities of major tests, pp. 93–104. Oregon State University, Corvallis

Ritchie GA (1984) Assessing seedling quality. En: Duryea ML, Landis TD (Eds). Forest nursery manual: Production of bareroot seedlings. pp. 243–259. Martinus Nijhoff/Dr W Junk Publishers, The Hague/Boston/Lancaster

Roberts EH (1973) Predicting the storage life of seeds. Seed Sci Technol 1:499–514

Salifu KF, Timmer VR (2003) Optimizing nitrogen loading of Picea mariana seedlings during nursery culture. Can J For Res 33:287–1294

Shi W, Villar-Salvador P, Li G, Jiang X, (2019) Acorn size is more important than nursery fertilization for outplanting performance of Quercus variabilis container seedlings. Ann For Sci 76

Siles G, Rey PJ, Alcántara JM, Bastida JM, Herreros JL (2010) Effects of soil enrichment, watering and seedling age on establishment of Mediterranean woody species. Acta Oecol 36:357–364

Simpson DG (1990) Frost hardiness, root growth capacity, and field performance relationships in interior spruce, lodgepole pine, douglas-fir, and western hemlock seedlings. Can J For Res 20:566–572

Simpson DG, Ritchie GA (1996) Does RGP predict field performance? A debate. New For 13:249–273

South DB (2000) Planting morphologically improved pine seedlings to increase survival and growth. Alabama Agricultural Experiment Station (Auburn University), Auburn, Alabama

Stromberg A (2002) Root deformation in plantations of container-grown stock: Consequences for growth, stability and stem quality. En: Conference international plant propagators society. pp. 1–6. Australia

Sutinen ML, Arora R, Wisniewski M, Ashworth E, Strimbeck R, Palta J (2001) Mechanisms of frost survival and freeze-damage in nature. En: Bigras FJ, Colombo SJ (Eds). Conifer cold hardiness. pp. 89–120. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht

Taulavuori K, Taulavuori E, Sheppard LJ (2014) Truths or myths, fact or fiction, setting the record straight concerning nitrogen effects on levels of frost hardiness. Environ Exp Bot 106:132–136

Terenti O (2004) Calidad de semilla, lo que implica y cómo evaluarla. San Luis, Argentina. http://www.inta.gov.ar/sanluis/info/tematica/

Thompson B (1985) Seedling morphological evaluation. What you can tell by looking. En: Duryea ML (Ed). Evaluating seedling quality: Principles, procedures, and predictive abilities of major tests. pp. 59–71. Oregon State University, Corvallis, Oregon

Toca A, Oliet JA, Villar-Salvador P, Maroto J, Jacobs DF (2018) Species ecology determines the role of nitrogen nutrition in the frost tolerance of pine seedlings. Tree Physiol 38:96–108

Uemura M, Steponkus PL (2003) Modification of the intracellular sugar content alters the incidence of freeze-induced membrane lesions of protoplasts isolated from Arabidopsis thaliana leaves. Plant Cell Environ 26:1083–1096

Uscola M, Villar-Salvador P, Gross P, Maillard P (2015) Fast growth involves high dependence on stored resources in seedlings of Mediterranean evergreen trees. Ann Bot 115:1001–1013

van den Driessche R (1992) Changes in drought resistance and root growth capacity of container seedlings in response to nursery drought, nitrogen, and potassium treatments. Can J For Res 22:740–749

Villar-Salvador P (2003) Importancia de la calidad de la planta en los proyectos de revegetación, En: Rey-Benayas JM, Espigares Pinilla T, Nicolau Ibarra JM (Eds). Restauración de ecosistemas mediterráneos. pp. 65–86. Universidad de Alcalá / Asociación Española de Ecología Terrestre, Alcalá de Henares

Villar-Salvador P, Nicolás-Peragón JL, Heredia-Guerrero N, Uscola M (2013a) Quercus ilex, En: Pemán J, Navarro-Cerrillo RM, Nicolás JL, Prada MA, Serrada R (Eds). Producción y manejo de semillas y plantas forestales. Tomo II. pp 226–250. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Serie Forestal, Madrid

Villar-Salvador P, Peñuelas JL, Nicolás-Peragón JL, Benito LF, Domínguez-Lerena S (2013b) Is nitrogen fertilization in the nursery a suitable tool for enhancing the performance of Mediterranean oak plantations? New For 44:733–751

Villar-Salvador P, Peñuelas JL, Jacobs DF (2013c) Nitrogen nutrition and drought hardening exert opposite effects on the stress tolerance of Pinus pinea L. seedlings. Tree Physiol 33:221-232

Villar-Salvador P, Peñuelas Rubira J, Vallas Cuesta J (2004a) Patrones de desecación de brinzales de Pinus halepensis cultivados en diferentes tipos de contenedores: implicaciones para el aviveramiento y el riego. Cuad Soc Esp Cienc For 17:93–99

Villar-Salvador P, Planelles R, Enríquez E, Peñuelas-Rubira JL (2004b) Nursery cultivation regimes, plant functional attributes, and field performance relationships in the Mediterranean oak Quercus ilex L. For Ecol Manage 196:257–266

Villar-Salvador P, Puértolas J, Cuesta B, Peñuelas JL, Uscola M, Heredia-Guerrero N, Rey Benayas JM (2012) Increase in size and nitrogen concentration enhances seedling survival in Mediterranean plantations. Insights from an ecophysiological conceptual model of plant survival. New For 43:755–770

Villar-Salvador P, Puértolas J, Peñuelas JL (2010). Assessing morphological and physiological plant quality for Mediterranean woodland restoration projects. En: Bautista S, Aronson J, Vallejo VR (Eds). Land restoration to combat desertification: Innovative approaches, quality control and project evaluation. pp. 103–120. Fundación CEAM, Valencia

Villar-Salvador P, Uscola M, Jacobs DF (2015) The role of stored carbohydrates and nitrogen in the growth and stress tolerance of planted forest trees. New For 46:813–839

Villar-Salvador P, Valladares F, Domínguez-Lerena S, Ruiz-Díez B, Fernández-Pascual M, Delgado A, Peñuelas JL (2008) Functional traits related to seedling performance in the Mediterranean leguminous shrub Retama sphaerocarpa: Insights from a provenance, fertilization, and rhizobial inoculation study. Environ Exp Bot 64:145–154

Vizoso S, Gerant D, Guehl JM, Joffre R, Chalot M, Gross P, Maillard P (2008) Do elevation of CO2 concentration and nitrogen fertilization alter storage and remobilization of carbon and nitrogen in pedunculate oak saplings? Tree Physiol 28:1729–1739

Wakeley PC (1948) Physiological grades of southern pine nursery stock. Proceedings society of american foresters, 1948 Meeting. pp. 311–322. Washington DC

Wilson BC, Jacobs DF (2006) Quality assessment of temperate zone deciduous hardwood seedlings New For 31:417–433

Zhang H, Li W, Adams HD, Wang A, Wu J, Jin C, Guan D, Yuan F (2018) Responses of woody plant functional traits to nitrogen addition: A meta-analysis of leaf economics, gas exchange, and hydraulic traits. Front Plant Sci 9

Capítulo 17

Métodos de protección de la repoblación forestal

Rafael Mª NAVARRO CERRILLO, Antonio del CAMPO GARCÍA,
Jesús PEMÁN GARCÍA, Carlos J. CEACERO RUIZ

1. Introducción

La creciente tendencia reforestadora de los últimos años del siglo XX, impulsada en gran medida por la política de la Unión Europea para la reforestación de terrenos agrícolas, ha promovido el uso de cuidados culturales que permitan asegurar un porcentaje alto de supervivencia en la repoblación, por el considerable ahorro que esto supone para el particular o la Administración forestal con respecto a la reposición de marras. En concreto, los terrenos que han estado sometidos a explotación agrícola presentan, además de las características estacionales muchas veces adversas que comparten con los terrenos forestales, problemas específicos para el arraigo de las especies de repoblación, debido a la alteración de las características físicas, químicas y biológicas del suelo. Con el uso de cuidados culturales se pretende no sólo disminuir el porcentaje de marras en la repoblación, sino también, favorecer un mayor desarrollo de la planta, tanto de la parte aérea como del sistema radical, que asegure un rápido establecimiento de la masa. Los cuidados culturales más importantes son los referentes a la protección de la repoblación, el control de la competencia, los riegos, la fertilización o la reposición de marras. En este capítulo se aborda el que hace referencia a la protección de la repoblación.

2. Daños de la fauna silvestre y del ganado doméstico

En las últimas décadas las poblaciones de cérvidos y otros ungulados se han incrementado en muchas áreas mediterráneas por lo que los daños sobre las masas ya existentes, o sobre las que se van introduciendo, también han experimentado un notable aumento (Rodriguez-Sánchez *et al*. 2018). Los principales herbívoros de nuestra fauna silvestre que pueden causar daños en las repoblaciones forestales son los roedores (*Apodemus sylvaticus*, *Mus spretus*), sobre todo en el caso de las siembras, los lepóridos como

conejos y liebres (*Oryctolagus cuniculus*, *Lepus granatensis*), el jabalí (*Sus scrofa*), sobre todo en siembras de especies del género *Quercus* y en plantaciones truferas, los corzos (*Capreolus capreolus*), los ciervos (*Cervus elaphus*) y la cabra montés (*Capra pyrenaica*) (figura 17.1). Entre los herbívoros domésticos cabría citar el ganado ovino, el caprino y el bovino. En menor medida el porcino y el equino que puede presentar daños puntuales en las masas más próximas, cuando están en régimen extensivo. Además de estas especies, pueden producir daños otras que se han introducido como el gamo (*Dama dama*) o que se han asilvestrado, como es el caso singular de la cabra (*Capra hircus*) en las Islas Baleares.

Cabra asilvestrada (*Capra hircus*) (Mallorca) (foto: F Grimalt).

Ciervo (*Cervus elaphus*) en el Parque Natural de Monfragüe (Cáceres) (foto: J Pemán).

Daños por jabalí (*Sus scrofa*) en una plantación trufera en la Cataluña central (foto: D Oliach).

Figura 17.1. Ejemplo de herbívoros y de daños provocados.

Los daños que estas especies producen en los repoblados son muy variados, pudiendo distinguir: i) la predación de la bellota, ii) el ramoneo, iii) el descortezado, iv) el roído de la corteza y v) el escodado (Hodge y Pepper 1998; Van Lerberghe 2014). El primero de ellos ya se ha analizado en el capítulo 15, por lo que a continuación se realizan unas consideraciones sobre los siguientes:

- **Ramoneo.** Consiste en el consumo de hojas, tallos, brotes o ramas por parte del herbívoro con una finalidad alimenticia (figura 17.2). La época más sensible a este daño es a lo largo del periodo vegetativo. Produce daños en la conformación del pie, como la pérdida de su guía terminal, en su forma y ramificación y conlleva

Pérdida de la guía terminal por el ramoneo en *Pinus nigra* por liebre (foto: J Pemán).

Ramoneo de *Pinus halepensis* por cabra (*Capra hircus*) en Escorca (Mallorca) (foto: F Grimalt).

Ramas inferiores de *Quercus suber* ramoneadas por ciervo en Monfragüe (foto: J Pemán).

Regenerado de abeto (*Abies alba*) ramoneado por ciervo y corzo (foto: A Aunós).

Ramificación intensa de *Pinus halepensis* que ha perdido la guía terminal y sufre una presión constante por ramoneo (foto: F Grimalt).

Daño por ramoneo en una planta de *Pinus halepensis* de repoblación (foto: F Grimalt).

Figura 17.2. Ejemplos de efectos del ramoneo en diferentes especies.

una ralentización general de su crecimiento. El ramoneo continuado suele conducir al enanismo en el pie y a una ramificación intensa y muy irregular. Este daño lo pueden causar los lepóridos, los cérvidos, las cabras y el ganado doméstico.

- **Descortezado.** Es típico de los ciervos y de las cabras e implica el arranque de la corteza con una finalidad alimenticia (figura 17.3). Este daño se puede producir en cualquier época del año, teniendo peores consecuencias durante el periodo vegetativo al desprenderse la corteza más fácilmente. Conlleva, en la mayoría de los casos, una ralentización del crecimiento, aunque puede tener consecuencias más graves si el mismo afecta a todo el perímetro del tronco o altera la resistencia mecánica del árbol. En este sentido, las zonas del tronco sometidas a fuerzas de compresión son más sensibles. La altura del daño en el tronco oscila normalmente entre 70 y 120 cm.

Descortezado en haya por *Cervus elaphus*. En la parte superior se observan marcas producidas por las puntas de la cornamenta (foto: A Aunós).

Descortezado en *Pinus halepensis* producido por *Capra hircus* en Artà (Mallorca) (fotos: F Grimalt).

Figura 17.3. Ejemplos de descortezado.

- **Roído de la corteza.** Daño típico de los lepóridos que producen incisiones en el tronco de los pies jóvenes con una finalidad alimenticia (figura 17.4). El daño se produce en la parte baja del tallo sobre troncos o ramas de diámetro inferior a 6 cm. Los daños en el tronco pueden alcanzar los 50 cm si son de conejo y los 70 cm si son de liebre. La época de este tipo de daño es el invierno, cuando la vegetación herbácea es más escasa. Las consecuencias del mismo son muy variables según su intensidad, pudiendo provocar la muerte de la planta en el caso de que anille el tallo.
- **Escodado o descorreado.** Se define como el frotamiento impulsivo de las cuernas contra los tallos y ramas de poco grosor, produciendo en las mismas la

Figura 17.4. Roído de la corteza en *Pinus halepensis* producido por conejo (*Oryctolagus cuniculus*) (fotos: J Roldan).

pérdida de la corteza y una mayor o menor destrucción de los tejidos conductores (Costa y Saez de Buruaga 1994). Esta práctica la realizan los cérvidos machos y obedece a la necesidad de desprender el epitelio velloso, correa o borra, que cubre la cuerna durante su desarrollo (figura 17.5). En los corzos, el escodado responde, también, a un marcaje territorial. Estos daños se presentan en un gran número de especies, aunque se ha descrito cierta preferencia selectiva por las repoblaciones de coníferas (Costa y Saez de Buruaga 1994) y por la cornicabra (*Pistacia terebinthus*) (Orueta y Fandos 1995; Moreno *et al.* 2001). El diámetro de los tallos escodados por los corzos es inferior a 20 mm y la longitud de la escotadura supera los 30 mm. En los ciervos estas dimensiones son ligeramente superiores, el diámetro del tallo supera los 30 mm y la longitud de la escotadura los 70 mm (Costa y Saez de Buruaga 1994; Orueta y Fandos 1995). La época donde se manifiestan estos daños más intensamente es en la primavera como consecuencia del descorreado y luego durante el verano como consecuencia del rascado en la época de celo. Las consecuencias de este tipo de daño en la planta son muy variables, dependiendo de la época en que se produzcan. En la primavera, el escodado suele ocasionar el desprendimiento de la corteza y del cambium, lo que implica una merma en el crecimiento o incluso la muerte de la planta si se anilla el tronco.

En el caso de que la previsión de estos daños sea elevada en la repoblación será necesario plantear algún sistema de protección (tabla 17.1). La protección perimetral de la repoblación, bien metálica o eléctrica ha sido la empleada tradicionalmente en las repoblaciones forestales pero la aparición de los protectores individuales, a finales del siglo pasado, permite disponer de una mayor variedad de alternativas. La elección de la más idónea exige conocer las características de cada una de ellas para valorar su eficacia frente al tipo de daño que los diferentes herbívoros pueden producir en la repoblación.

Daños por corzo (*Capreolus capreolus*) durante el periodo vegetativo (foto: J Pemán).

Daños por escodado de ciervo (*Cervus elaphus*) (foto: A Aunós).

Daños por corzo producidos durante el periodo vegetativo (fotos: J Roldan).

Figura 17.5. Daños por escodado.

3. Cerramientos perimetrales

Consiste en la instalación de una barrera, normalmente metálica o eléctrica, que se instala a lo largo del perímetro de la repoblación para evitar el paso de los herbívoros que pueden causar daños a la misma. Pueden tener un carácter temporal o permanente, dependiendo del número de años que precise la repoblación para no verse afectada por los daños. Se entiende por permanente aquella que tiene una vida útil alrededor de 20 años (Zamora *et al.* 2014). Es un sistema efectivo, pero precisa de un mantenimiento cuidadoso porque si se rompe en un punto toda la repoblación queda desprotegida. Su coste es elevado y disminuye, en comparación con los protectores individuales, a medida que aumenta la superficie a proteger. Económicamente suele ser preferible a la protección individual cuando la densidad de la repoblación es elevada y la superficie es grande. Respecto a la protección individual, presenta como mayor inconveniente la incompatibilidad o

dificultad de realizar otros usos sobre la superficie del terreno como son los de carácter pastoral o recreativo.

Entre los cerramientos perimetrales a valorar cabe distinguir: i) cerramiento metálico y ii) cerramiento eléctrico o pastor eléctrico.

Tabla 17.1. Alternativas para la protección del repoblado (adaptado de Hodge y Pepper 1998).

Especie	Cerramiento perimetral metálico	Cerramiento perimetral eléctrico	Repelentes	Protectores individuales
Roedores (*Apodemus sylvaticus*, *Mus spretus*, etc.)	No viable	No viable	Opcional	Eficaz
Conejos y liebres (*Oryctolagus cuniculus*, *Lepus granatensis*)	Eficaz	No viable	Opcional	Eficaz
Corzos (*Capreolus capreolus*), ciervos (*Cervus elaphus*) y cabras (*Capra pyrenaica*, *C. hircus*)	Eficaz	Opcional	Opcional	Eficaz
Jabalí (*Sus scrofa*)	Eficaz	Eficaz	Opcional	No viable, a excepción de las jaulas metálicas
Ganado doméstico	Eficaz	Eficaz	No viable	Opcional

3.1.Cerramiento metálico

Consiste en la colocación de unas líneas de alambre metálico o en la instalación de una malla metálica, sobre unos postes o estacas de madera, raramente de hormigón o metálicos, a lo largo de todo el perímetro de la repoblación. Con carácter general, los cerramientos perimetrales deben permitir el libre tránsito de personas y vehículos por caminos públicos y vías pecuarias y no deben crear obstáculo alguno para el paso de las aguas cuando atraviesen un cauce público. Tampoco pueden utilizar las especies vegetales en pie como apoyo al cerramiento. Algunas CC.AA., como Andalucía y Extremadura, han regulado la instalación de estos cerramientos, sometiendo a autorización administrativa previa la instalación de los cerramientos cinegéticos. Se entiende que un cerramiento es cinegético cuando se instala en terrenos de dicha naturaleza con el fin de evitar el paso en ambos sentidos de determinadas especies cinegéticas, bien con una finalidad de gestión o de protección de determinados bienes (DOE 2013).

Los principales elementos de un cerramiento metálico son: i) los postes y ii) la estructura metálica (Trout y Pepper 2006) (figura 17.6):

- **Postes.** Pueden ser de madera, metálicos y de hormigón. En los cerramientos para repoblaciones generalmente son de madera y responden a la característica del producto conocido como rollo torneado e impregnado (RTI) (Mundet y Capó 2012). Son piezas cilíndricas de madera de pino que han sido torneadas con unas medidas que varían entre 5-18 cm de diámetro y de 1 a 4 m de longitud, aunque en los cerramientos raras veces se utilizan postes que superen los 2 m. Terminan

normalmente en punta de chaflán para facilitar su penetración en el suelo. Para proporcionarle una mayor durabilidad, este producto ha sido tratado en autoclave mediante sales hidrosolubles siguiendo el sistema Bethell que conlleva el tratamiento con compuestos de cromo, cobre y boro (Mundet y Capó 2012).

La altura de los postes estará en función del tipo de herbívoro del que se quiera proteger la repoblación (tabla 17.2) y la profundidad que precise ser enterrado. La profundidad oscila entre un mínimo de 50 cm, para los postes considerados intermedios, hasta 90 cm en los arriostrados o en los que cambian la dirección del cercado. El diámetro de los postes oscila entre 8 y 10 cm. Se suelen colocar separados de 3 a 5 m, con dos riostras cada 50 o 100 m. Cuando el cercado discurra por zonas de altas pendientes deberá recurrirse al uso de postes de apoyo (Zamora *et al.* 2014).

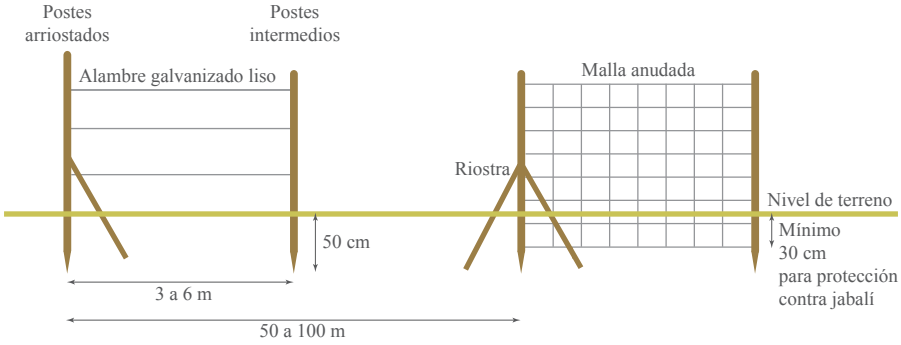


Figura 17.6. Esquema de los elementos principales que componen un cerramiento metálico.

Tabla 17.2. Altura recomendada del tipo de cerramiento según el tipo de herbívoro del que se quiere proteger el repoblado (adaptado de Zamora *et al.* 2014).

Especie	Altura recomendada (cm)
Jabalí (*Sus scrofa*)	100 – 150
Cérvidos	180 – 200
Cabra (*Capra pyrenaica*)	150
Ganado ovino	100 – 120
Ganado vacuno	120 – 140
Ganado equino	140 – 160

- **Estructura metálica.** El cerramiento metálico se constituye mediante la colocación de varias hileras de alambre de forma paralela a lo largo de todo el perímetro de la repoblación o mediante el uso de una malla metálica.

- Alambre. Es galvanizado, habiéndose utilizado normalmente los alambres de espino y los lisos. No obstante, actualmente el uso de alambre de espino está muy restringido en algunas CC.AA., como en Andalucía o Extremadura. Aunque es el cerramiento más económico, presenta como gran limitación la dificultad de mantener la tensión adecuada en toda la instalación.

- Malla metálica. Es una estructura metálica formada por el trenzado, soldado o anudado de alambres galvanizados que conforman una tela metálica con una luz de tamaño y formas diversas como la romboidal, hexagonal, cuadrada o rectangular. Las mallas metálicas que pueden utilizarse en los vallados o cerramientos se clasifican en: i) malla de simple torsión, ii) malla de triple torsión, iii) malla electrosoldada y iv) malla anudada (figura 17.7):

  - Malla de simple torsión. Fabricada con alambres de acero galvanizado conforma una tela de luz romboidal. La luz de la malla suele ser de 40 a 50 mm con un diámetro del alambre entre 2 y 3 mm y una resistencia de 45 a 55 kg mm^{-2}. No suelen utilizarse para cerramientos en repoblaciones siendo el más usado en vallados urbanos y deportivos.
  - Malla de triple torsión. Fabricada con alambres de acero galvanizado, conforma una tela de forma hexagonal. Está trenzada sin nudos de fijación. Es muy utilizada en la protección de corrales, gallineros, formación de gaviones o en la sujeción de taludes. Sería la recomendada para la protección frente a liebres o conejos. La luz del hexágono es muy variable, siendo frecuente encontrar desde 13 hasta 51 mm. El diámetro del alambre oscila entre 0,7 y 1 mm. No se usa en cerramientos en repoblaciones.
  - Malla electrosoldada. Está fabricada con alambres de acero que se cruzan perpendicularmente y están unidos por soldaduras eléctricas. Se pueden fabricar con acero normal, y posteriormente galvanizarla, o con acero inoxidable. Las CC.AA. de Andalucía y Extremadura tienen prohibido el uso de este tipo de mallas en los cerramientos cinegéticos.
  - Malla anudada. Se conforma con varias hileras de alambres lisos horizontales cruzados por alambres lisos verticales anudados en cada uno de los vértices del entramado que forman. Son las típicas mallas ganaderas o cinegéticas. La diferencia entre una y otra es que las cinegéticas presentan una luz de malla variable para permitir el paso de ciertas especies de la fauna silvestre (figura 17.8). El tamaño de la luz es muy variable según los diferentes modelos comerciales. El diámetro del alambre galvanizado horizontal y vertical suele ser de 2,5 mm y de 2,24 mm el que conforma el nudo. La resistencia a la tracción varía según el tipo de alambre de la malla entre 126-142 kg mm^{-2} para los horizontales, hasta los 41-53 kg mm^{-2} para los que conforman el nudo. El número de hilos y su separación es muy variable según los diferentes modelos comerciales (figura 17.8). Los nudos más corrientes son el horizontal o simple y el nudo titán o *fix knot*.

Cerramiento con alambre de espino para proteger una repoblación de *Pinus sylvestris* (Puerto de la Quesera, Guadalajara).

Cerramiento con malla metálica anudada. En la parte superior se ha colocado un alambre de espino (Roncesvalles, Navarra).

Malla de torsión simple en una plantación trufera.

Malla anudada con nudo horizontal o simple en una plantación trufera.

Malla electrosoldada para la formación de una jaula.

Malla de triple torsión en la sujeción de un talud de carretera.

Figura 17.7. Ejemplos de mallas metálicas (fotos: J Pemán).

Aparte de los cerramientos metálicos descritos, es muy frecuente observar otros cerramientos más simples, por ejemplo, utilizando mallazo de obra (figura 17.9).

Según el tipo de cerramiento elegido, el tipo de poste y la estructura metálica, los costes pueden variar notablemente (tabla 17.3).

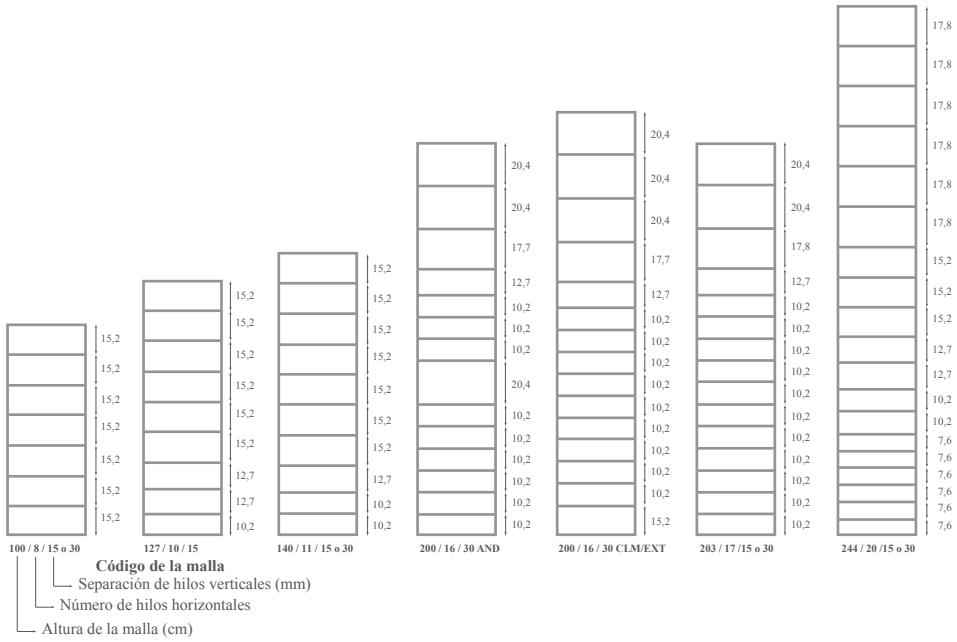


Figura 17.8. Tipos de malla anudada de la marca Fortema indicando su altura, el número de hilos y la separación entre los hilos verticales (fuente: www.sercomalla.com).

Mallazo sobre perfiles barras de acero corrugado (foto: J Bernués).

Mallazo sobre perfiles de hierro (foto: J Pemán).

Figura 17.9. Ejemplos de cerramiento metálico con mallazo de obra electrosoldado en plantaciones truferas.

Tabla 17.3. Coste de instalación de tres tipos de cerramientos metálicos con postes sin tornear de madera de pino tratada en autoclave uso IV.

Cerramiento	Coste de instalación (€)	
	Grupo Tragsa (2019)	Junta de Extremadura (2019)
Postes de 6-8 cm de diámetro y 2 m de altura, hincados en el suelo a 4 m de separación 4 hiladas de alambre de hilo, tensados en tramos de 50 m 2 riostras cada 100 m	5000	3910
Postes de 8-10 cm de diámetro y 2 m de altura, hincados en el suelo a 5 m de separación para malla anudada o ganadera de 1,5 m de altura 2 riostras cada 100 m	12300 (1)	8030 (1)
Postes de 10 cm de diámetro y 2,5 m de altura, hincados en el suelo a 5 m de separación para malla anudada o cinegética de 1,5 a 2 m de altura 2 riostras cada 100 m	14420 (1)	8940 (1)

(1) No incluye la malla ganadera, ni alambre, ni tensores, ni elementos de sujeción.

3.2. Cerramiento eléctrico

El cerramiento eléctrico o pastor eléctrico es un sistema de protección perimetral consistente en una línea electrificada dispuesta sobre unos postes, a lo largo de todo el perímetro de la zona a proteger, que provoca una descarga eléctrica de alta intensidad y corta duración cuando el animal entra en contacto con ella. Esta descarga supone una barrera psicológica para el animal, diferenciándose de los cerramientos metálicos, que la constituyen física. Han demostrado ser una protección eficaz contra el jabalí y los cérvidos. Estas instalaciones están reguladas por el Real Decreto 842/2002 del reglamento electrotécnico para baja tensión y la Norma EN 60335-2-76 (AENOR 2006; AENOR 2008; AENOR 2011).

La instalación consiste, básicamente, de los siguientes elementos: i) electrificador, ii) elemento conductor, iii) toma de tierra iv) postes y v) aisladores (figura 17.10).

- **Electrificador.** Es el aparato que suministra periódicamente impulsos de tensión. Los electrificadores pueden ser recargables, que se enchufan directamente a la red, alimentados por baterías de automóvil o alimentados con energía solar. La normativa establece una serie de características de salida de los electrificadores, entre las que están: i) generar impulsos separados entre 1 y 1,5 s, ii) duración máxima del impulso de 0,05 s, iii) valor de voltaje máximo de 10000 v y iv) máxima descarga de energía por impulso de 8 J. En las instalaciones que se realizan en los terrenos forestales estos dos últimos tipos son los más utilizados. Este hecho plantea la necesidad de dotar de cierta protección al electrificador para evitar su robo. Si es posible, el electrificador debe colocarse en la zona más húmeda del cerramiento. Existe una gran variedad de modelos comerciales de electrificadores por lo que su elección deberá realizarse según el tipo de alimentación posible, el tipo de animal y la longitud del cerramiento (tabla 17.4).

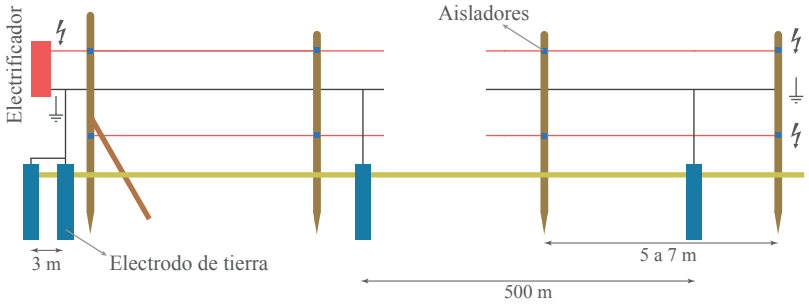


Figura 17.10. Esquema de un cerramiento eléctrico con dos hilos conductores y un hilo de toma de tierra.

Tabla 17.4. Algunos modelos comerciales de electrificadores de la casa comercial ION recomendados para protección contra ciervo (*Cervus elaphus*) y jabalí (*Sus scrofa*) (IONAPEL 2001).

Modelo	Fuente de alimentación	Voltaje sobre 500 Ω (resistencia patrón) (kv)	Energía (J)	Peso (kg)	Longitud máxima cerramiento (km)	Impulsos por minuto
HB	Batería auto	4,8	0,5 - 3	1,6	55	50
HBH	Batería auto	5,1	2,5 - 5	2,2	80	50
HCS-B	Energía solar	4,9	0,3-2,2	6,2	45	55
HSS-M	Energía solar	4	0,2 – 0,5	4,5	20	55
HSR super	Energía solar	2,9 - 4	0,25 – 0,5	2,4	15	55

- **Elemento conductor.** Es el elemento que conduce la corriente eléctrica. Puede ser comercializado en formato de hilo o cinta, o puede ser simplemente un alambre de acero galvanizado. Los hilos suelen ser de nylon y están constituidos por entre 2 y 9 conductores de cobre o acero inoxidable de un diámetro mínimo de 0,2 mm. Contra el jabalí es muy recomendado los hilos de 9 conductores. La altura y el número de hilos conductores dependerá del tipo de animal (tabla 17.5).
- **Toma de tierra.** La conexión a tierra de la instalación garantiza el retorno del impulso que pasa por el cuerpo del animal (figuras 17.11 y 17.12). Debe ubicarse en las zonas más húmedas para garantizar una buena conductividad. Se instala mediante la colocación de una piqueta en el suelo enterrada 1 m, aproximadamente, y conectada a la toma de tierra del electrificador. Si la conductividad no es buena puede ser necesario instalar varias tomas de tierra, que deberán estar separadas una distancia mínima de 3 m.

Tabla 17.5. Características de un cerramiento eléctrico para la protección contra jabalí (*Sus scrofa*) y ciervo (*Cervus elaphus*) (3tres3 2011).

Animal	Número de hilos	Alturas hilos en tensión (cm)	Altura cable toma de tierra (cm)
Jabalí	3	25, 75	50
Ciervo	5	50, 75, 100, 150	125

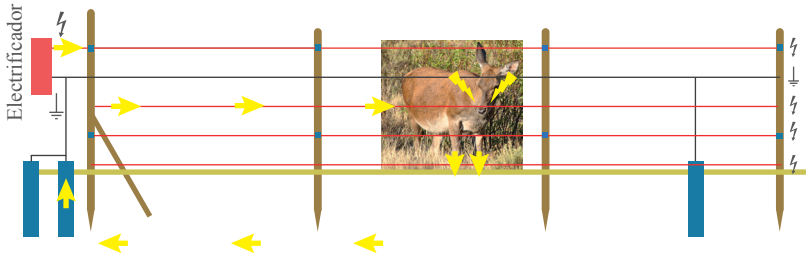


Figura 17.11. Esquema de la forma de actuación de un pastor eléctrico.

Figura 17.12. Cerramiento eléctrico para ganado vacuno formado por un hilo conductor a 90 cm del suelo. Obsérvese la altura de la vegetación que puede entrar en contacto con el mismo (foto: J Pemán).

Cuando la instalación tiene mucha longitud deben instalarse varias tomas a lo largo del cerramiento, para lo cual se instala un cable conectado a la toma de tierra del electrificador paralelo a los cables conductores. Este cable se conectará a otras piquetas cada 500 m aproximadamente. Las piquetas se procurarán instalar en las zonas más húmedas, haciendo una toma de tierra única.

- **Postes.** Son los elementos que soportan el elemento conductor a lo largo de todo el perímetro del cerramiento. Pueden ser de madera, por similitud con los cerramientos metálicos, de plástico o metálicos. Los dos últimos tipos son los recomendados para las instalaciones con una gran rotación. El diámetro de los postes es inferior al de los cerramientos metálicos al constituir el pastor una barrera psicológica más que física. En los postes de madera el diámetro oscila entre 4 y 5 cm. La distancia entre postes recomendada oscila entre 5 y 7 m.

- **Aisladores.** Son los soportes de plástico colocados sobre los postes que sostienen los hilos o cintas conductoras. Hay una gran diversidad de modelos según el soporte sea de madera o metal o el elemento conductor sea hilo o cinta. En los cables de toma de tierra no será necesario disponer de aisladores en los postes.

La eficacia del cerramiento eléctrico se reduce en terrenos muy accidentados y depende de su grado de aislamiento, siendo necesario evitar los contactos con la vegetación que se desarrolle debajo del mismo (Van Lerberghe y Balleux 2001). Por eso se recomienda siempre realizar unas tareas de mantenimiento de desbroce (figura 17.12).

Comparando este tipo de cerramiento con el metálico se puede decir que el eléctrico es más rápido de instalar y económico que el metálico. Además, en caso de incendio o inundación no dificultarían el escape de la fauna o del ganado doméstico, ya que bastaría con cortar la tensión. Como inconvenientes, el cercado eléctrico precisa de un mayor mantenimiento que el metálico además de tener un mayor riesgo de robo del electrificador y de su fuente de energía cuando se instala alejado de núcleos de población habitados. La Junta de Extremadura subvenciona hasta 5500 € km^{-1} la instalación de pastores eléctricos con 3 hilos conductores. El electrificador lo subvenciona aparte con 320 €.

4. Protecciones individuales

La alternativa a los cerramientos perimetrales la constituye la protección vertical individual. La elección de este tipo de protección dependerá del coste económico de uno u otro tipo de protección y de la necesidad o no de compatibilizar el terreno repoblado con otros usos que hagan incompatible el cerramiento perimetral. Los protectores verticales individuales están constituidos por diversos modelos que atienden a diferentes finalidades y conllevan distintos efectos en las plantas confinadas en su interior (tabla 17.6).

Tabla 17.6. Modelos de protectores individuales.

Tipo de material		Finalidad	Variables ambientales que modifica	Parámetros a definir
Protectores enrollables		Protección física	–	Modelo, altura
Protectores de malla	Mallas cinegéticas	Protección física	–	Material, altura, diámetro, luz de la malla y gramaje (plásticos) , tipo de alambre y características (metálicas)
	Mallas de sombreo	Protección física Creación de un ambiente favorable para el crecimiento	Luz, viento	Altura, diámetro, luz de la malla y gramaje
Tubos invernadero		Protección física Creación de un ambiente favorable para el crecimiento	Luz, temperatura, humedad, viento, concentración de CO_2	Color, altura, ventilación, montaje

4.1. Protectores enrollables

Son materiales plásticos que se enrollan alrededor del tronco del árbol. No llevan tutores y precisan que el tronco esté libre de ramas y sea lo suficientemente rígido para poder mantenerlo de pie. Pueden ser mallas enrollables o protectores en espiral. Los protectores en espiral suelen estar perforados para favorecer la ventilación y evitar el desarrollo de hongos. Su gramaje debe ser elevado para darle rigidez pero sin comprometer el crecimiento secundario del tronco por estrangulamiento. Son eficaces para los daños en la corteza y el tronco por roído, descortezado y escodado. Puede ser una alternativa en frondosas o en coníferas si se han podado previamente. Algunas casas comerciales también comercializan un film monocapa de polipropileno enrollable. Con este tipo de protector, si no está ventilado, se han observado daños por perforadores en frondosas como consecuencia del ambiente propicio que generan para distintas especies de insectos.

Los tubos en espiral suelen ser de PVC (policloruro de vinilo), los film monocapas de polipropileno y las mallas son de poliolefina (figura 17.13). Estos materiales se comercializan con diferentes dimensiones. Los diámetros interiores suelen variar entre 3 y 11 cm y la altura entre 50 y 110 cm. Los plásticos, de diverso gramaje, tienen un tratamiento estabilizador contra la radiación ultravioleta que garantiza una duración mínima, generalmente, entre 3 y 5 años.

Tipo espiral (fuente: www.triuso.de).

Monocapa enrollable (fuente: www.myc-5.com).

Tipo malla (foto: J Pemán).

Figura 17.13. Protectores enrollables.

4.2. Protectores de malla

Son materiales plásticos o metálicos compuestos de una malla reticulada que se instalan mediante la colocación de dos o más tutores según las características del material. Según el tamaño de la luz de la malla se distinguen dos tipos de materiales: i) mallas cinegéticas y ii) mallas de sombreo.

4.2.1. Mallas cinegéticas

Su finalidad, únicamente, es la protección física de la planta confinada en su interior, por lo que la luz de la malla suele ser superior a 1 cm. Puede ser plásticas o metálicas. Por el tamaño de la luz de la malla no producen ninguna alteración en las condiciones ambientales alrededor de la planta. Una vez que la plantación se ha asegurado conviene eliminar las mallas, ya que pueden dañar al árbol incrustándose en las ramas y el tronco.

Las mallas cinegéticas pueden ser metálicas o plásticas. En cada uno de estos tipos el repoblador deberá determinar las siguientes características: i) altura, ii) diámetro, iii) luz de la malla y iv) características del alambre y tipo de malla (en las metálicas) y el gramaje (en las plásticas).

Mallas cinegéticas metálicas

Están formadas por alambre de acero, inoxidable o galvanizado, de diámetros entre 2,4 y 3 mm que forman una retícula. El tamaño de la retícula es muy variable según modelos, pudiéndose encontrar desde 50 x 50 mm hasta 100 x 100 mm. Las características de la malla también es variable, pudiéndose encontrar desde mallas electrosoldadas a mallas anudadas. La malla se suele colocar con dos o más tutores que pueden ser de madera, perfiles metálicos o varillas de acero corrugado. Sus diámetros oscilan entre 10 y 12 mm, para las varillas de acero, y entre 60 y 70 mm para los postes de madera. Debido al elevado tamaño de la luz de la malla, si se quiere evitar el ramoneo sobre la planta confinada en su interior, el diámetro del espacio protegido debe ser entre 40 y 120 cm (Balbuena y Doncel 2001). La altura de la malla cinegética está en función del herbívoro del que se quiera proteger la planta (tabla 17.7).

Tabla 17.7. Altura recomendada para protectores individuales (Potter 1991).

Herbívoro	Altura del protector (cm)
Conejo (*Oryctolagus cuniculus*)	60
Liebre (*Lepus granatensis*)	75
Corzo (*Capreolus capreolus*)	120
Cabra (*Capra pyrenaica*)	150
Ciervo y gamo (*Cervus elaphus*, *Dama dama*)	180 – 200

Este tipo de protectores es muy usado en las reforestaciones de densificación en dehesas, tanto en Extremadura como en Andalucía. Son conocidos vulgarmente como *jaulas* (Balbuena y Doncel 2001). Se colocan manualmente y sus costes son muy variados según el tipo de malla que se utilice y el tipo y número de tutores (tabla 17.8).

Existe un protector muy especial, comercializado con el nombre de Protector Cactus®. Está formado por una serie de tridentes de espinas en forma de L que simula un arbusto espinoso que disuade al animal del ramoneo de la planta (figura 17.14).

Tabla 17.8. Precios de referencia de colocación de mallas cinegéticas metálicas según las tarifas del Grupo Tragsa y de la Junta de Extremadura.

Unidad de obra	Coste (€ protector^{-1})
Grupo Tragsa (2019)	
Colocación de malla anudada galvanizada cinegética (200/17/30) [(1)] alrededor de tres postes sin tornear de madera de pino tratada en autoclave uso IV, de altura 2,5 m, diámetro 6-8 cm, con punta, separados un metro uno de otro.	26,40
Colocación de malla electrosoldada galvanizada (50×50×3) [(2)] alrededor de plantas con dos postes sin tornear de madera de pino tratada en autoclave uso IV, de altura 2,5 m, diámetro 8 cm, con punta.	38,97
Colocación de malla electrosoldada galvanizada (50×50×3) [(2)] alrededor de plantas con dos postes sin tornear de madera de pino tratada en autoclave uso IV, de altura 2,5 m, diámetro 8 cm, con punta.	31,66
Junta de Extremadura (2019)	
Instalación de jaula de sección circular de 15 cm de diámetro, compuesta por dos tutores metálicos de 12 mm de diámetro y 2,5 m de altura los cuales están enterrados a 50 cm de profundidad , que soportan una malla electrosoldada acerada galvanizada con 5×5 cm de luz y diámetro de alambre de 3 mm	15,21
Instalación de jaula protectora de 2 m de altura y 60 cm de diámetro para densificaciones formada por una malla electrosoldada de 2 m de altura (100×50×2,7) [(2)], atada con alambre a dos redondos de 2,4 m de acero corrugado y 16 mm de diámetro	23,86
Instalación de jaula protectora de 2 m de altura y 60 cm de diámetro para densificaciones formada por una malla electrosoldada de 2 m de altura (100×50×2,7) [(2)], atada con alambre a dos tutores de madera tratada de 8–10 cm de diámetro y de 2,4 m de longitud	30,22
Instalación de jaula protectora de 2 m de altura y 60 cm de diámetro para densificaciones formada por una malla electrosoldada de 2 m de altura (50×50×3) [(2)], atada con alambre a dos redondos de 2,4 m de acero corrugado y 16 mm de diámetro	29,90
Instalación de jaula protectora de 2 m de altura y 60 cm de diámetro para densificaciones formada por una malla electrosoldada de 2 m de altura (50×50×3) [(2)], atada con alambre a dos postes de madera tratada de 8–10 cm de diámetro y de 2,4 m de longitud	35,53

[(1)] (a/b/c): a=altura malla (cm), b=número de hilos, c=separación entre hilos verticales (mm);
[(2)] (a×b×c): a×b=luz de la malla (mm), c=diámetro del alambre (mm).

Malla cinegética electrosoldada colocada sobre dos tutores de madera (foto J Pemán).

Detalle de la sencilla brida plástica de cierre (foto: J Pemán)

Protector Cactus® (//protectorcactusworld.com).

Figura 17.14. Mallas cinegéticas metálicas.

Mallas cinegéticas plásticas

Las mallas cinegéticas plásticas elaboradas con poliolefinas, tipo polietileno o polipropileno, tienen como única finalidad la protección física de la planta, no alterando ninguna de las variables ambientales alrededor de la misma. Se consideran que las mallas de luz superior a 5 mm no tienen un efecto significativo sobre las variables ambientales, aunque las que se usan más comúnmente con esta finalidad protectora suelen tener luces de malla superiores a 10 mm (figura 17.15).

Las características de la malla que el repoblador deberá especificar en el pliego de condiciones son: i) altura, ii) diámetro, iii) luz de la malla y iv) gramaje.

- **Altura.** La altura de la malla estará en función del herbívoro del cual se quiere proteger a la planta (tabla 17.7).
- **Diámetro.** El diámetro está en función de la especie que se va a proteger. Van Lerberghe (2014) propone de 10 a 15 cm para el chopo, de 15 a 20 cm para frondosas con fuerte dominancia apical, de 20 a 25 cm para frondosas con fuerte emisión de ramas y para coníferas de muy rápido crecimiento y ramas flexibles y de 30 a 33 cm para el resto de las coníferas.
- **Luz de la malla.** Normalmente la luz es superior a 10 mm. Hay que tener presente que con este tamaño es muy posible que los brotes de ramas laterales puedan atravesarla y ser ramoneados. En el caso que se quiera la protección integral de la planta la luz de la misma deberá ser inferior.
- **Gramaje.** El gramaje de un plástico se suele expresar como la masa por unidad de superficie (g m^{-2}), aunque en los catálogos comerciales es frecuente ver lo referido por unidad de longitud. El gramaje de la malla da un valor de referencia

respecto a determinadas propiedades como su resistencia, durabilidad y rigidez. Van Lerberghe (2014) distingue cinco clases de gramaje (tabla 17.9).

Malla cinegética plástica de 50 cm de altura y luz de malla de 15 mm (foto: J Pemán).

Protector de malla de la marca Tubex® de 12 mm de luz (fuente: www.tubex.com).

Malla cinegética Protectplant® de luz de malla de 20 mm (fuente: www.intermas.com).

Figura 17.15. Ejemplos de mallas cinegéticas plásticas.

Tabla 17.9. Tipos de gramaje y características de las mallas (Van Lerberghe 2014).

Clase	Gramaje ($g\ m^{-2}$)	Características
Ligera	≤ 150	Se utilizan para plantas pequeñas y para daños de roedores y lepóridos. Tienen muy poca rigidez. Precisarían dos tutores para mantener su estabilidad.
Estándar	200 – 250	Proporcionan una protección física suficiente para roedores y lepóridos. Precisarían de dos tutores para mantener su estabilidad. Algunos modelos presentan refuerzos longitudinales que les dotan de mayor rigidez.
Media	250 – 350	Presentan una doble estructura. Los hilos gruesos la dotan de una mayor rigidez mientras que los finos evitan el ramoneo.
Pesada	400 – 450	Corresponde a mallas que presentan un doble gramaje reforzado. Presentan unos hilos horizontales y verticales de gran grosor que les proporcionan una gran rigidez y durabilidad.
Muy pesada	>500	Son modelos especiales para protección contra el corto de luz de malla muy pequeña que le confiere una gran estabilidad y resistencia.

Van Lerberghe (2014) detalla las características técnicas y económicas de los modelos de las principales casas comerciales francesas. Existe un modelo comercial de protector cinegético que no es tipo malla que es el Agroforce®. Consiste en una estructura plástica, de acrilonitrilo butadieno estireno (ABS), en forma de prisma de sección triangular, cuadrangular o pentagonal, compuesto por bandas laterales de forma aserrada (figura

17.16). En cada arista vertical del prisma existen unas varillas de 10 mm de diámetro que se hincan en el suelo. Su altura alcanza 1,8 m y tiene un peso de 2,5 kg. La vida útil se estima en 15 años y su instalación es muy rápida. Puede ser una alternativa en las reforestaciones de densificación en dehesas.

De sección triangular. De sección cuadrangular.

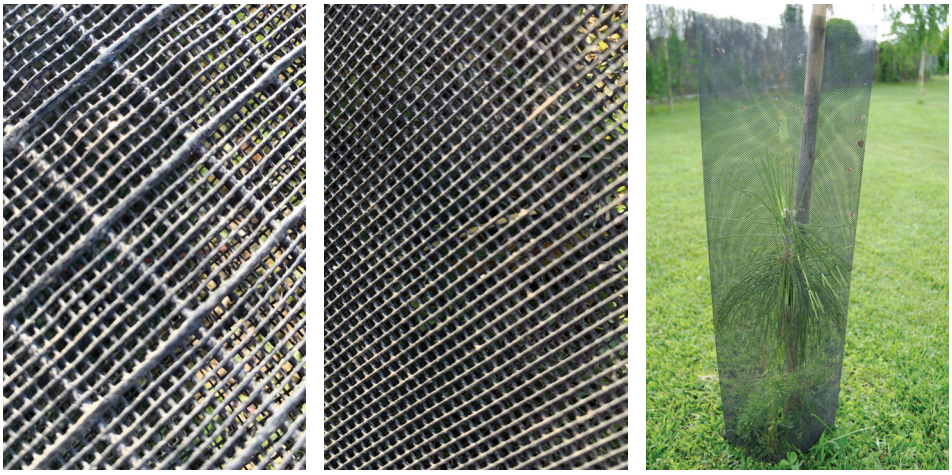
Figura 17.16. Protectores Agroforce® con formas de sección diferentes (fuente: www.agrosteelagrariasolar.es).

4.2.2. Mallas de sombreo

Son mallas plásticas, fabricadas con poliolefinas, con un tamaño de luz inferior a 3 mm. Su finalidad es proteger físicamente la planta, reducir la acción del viento y sombrearla, reduciendo la radiación incidente y, por tanto, la temperatura de las hojas. La intensidad del sombreo será mayor cuanto menor sea la luz de la malla (figura 17.17). Se colocan manualmente, con dos tutores en la mayoría de los casos.

Las características de la malla que el repoblador deberá especificar en el pliego de condiciones son: i) altura, ii) diámetro, iii) luz de la malla y iv) gramaje.

- **Altura.** Salvo que se use otro tipo de protector individual metálico, la altura de la malla estará en función del herbívoro del cual se quiere proteger a la planta (tabla 17.7). Si la protección física no es el objetivo buscado, la altura de la malla estará en función del tamaño de la planta y del tiempo que se pretenda que dure su efecto.
- **Diámetro.** Las mismas recomendaciones que las expuestas para la malla cinegética.
- **Luz de la malla.** Es el factor clave que determina el grado de sombreo, conjuntamente con el gramaje. Las mallas de sombreo tiene tamaño de luz inferior a 3 mm reduciendo la transmitancia al 50 o 40%. La elección de la luz dependerá de las necesidades de sombreo de la especie confinada en su interior.
- **Gramaje.** Las mismas recomendaciones que las expuestas para la malla cinegética plástica.



Malla con 2,5 mm de luz. Malla con 2 mm de luz. Malla de sombreo con luz de 2 mm y gramaje de 200 g m^{-2}.

Figura 17.17. Mallas de sombreo con diferentes tamaños de luz (fotos: J Pemán).

La reducción de la radiación que producen las mallas de sombreo no implica una modificación del espectro lumínico como realizan los tubos invernadero. La reducción se mantiene prácticamente constante en toda la región PAR (380 a 775 nm) del espectro. Las mallas de 1,5 mm de luz pueden dejar pasar un 40% de la radiación exterior, mientras que la transmitancia de las que tienen una luz de 1 mm es inferior al 30%. En algunos modelos comerciales se han medido valores de transmitancia cercanos al 10% que verdaderamente comprometen el crecimiento de la planta en su interior (figura 17.18).

Hay que tener presente que unas tasas bajas de iluminación obligarían a las plantas a unas adaptaciones a la sombra, que implicarían cambios en la morfología de las hojas, como son (Spurr y Barnes 1982): más superficie por unidad de peso, menor espesor, menor lobulación, epidermis más fina, espacios intercelulares mayores o menor número de estomas. Además, las bajas tasas de iluminación podrían suponer en especies poco tolerantes a la sombra mayor predisposición a ataques de hongos (Spurr y Barnes 1982; Kozlowski *et al.* 1991) o menor desarrollo radical (Bergez y Dupraz 1997; Sharpe *et al.* 1999; Bergez y Dupraz 2000). Este sombreado artificial podría conducir a la paradoja de la sombra seca, descrita para ambientes mediterráneos, por la cual las situaciones de sombra pueden comprometer la viabilidad de las plantas más que las iluminadas (Valladares y Pearcy 2002). La razón residiría en el conflicto provocado a la planta de invertir sus recursos en promover el crecimiento de la parte área en detrimento de la parte radical, que es la que le asegura el suministro de agua durante la estación seca. Esta paradoja ha sido puesta en evidencia en especies de temperamento robusto, mientras que en especies de temperamento más delicado el sombreo en la época estival se ha descrito como un factor clave de su supervivencia (Puértolas *et al.* 2010). En simulaciones realizadas con Y-Plant sobre plantas de *Quercus faginea* se ha puesto en evidencia como un efecto de sombreo mejora la eficiencia en el uso de la luz y del agua en primavera y en verano frente a las

situaciones de exterior o en el interior de un tubo invernadero (figura 17.19). El aspecto clave es elegir el grado de sombreo que le conviene a la especie.

El uso de este tipo de materiales se ha mostrado eficaz en repoblaciones sobre suelos de texturas muy arenosas al mejorar la supervivencia y crecimiento de la planta y protegerla eficazmente contra *Microtus arvalis* (Gandía *et al.* 2009) (figura 17.20).

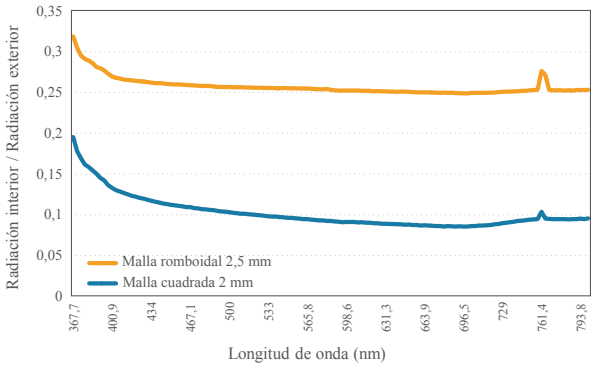


Figura 17.18. Reducción de la radiación, en la región PAR del espectro, en el interior de dos modelos comerciales de mallas de sombreo (Pemán y Gil-Pelegrín 2006).

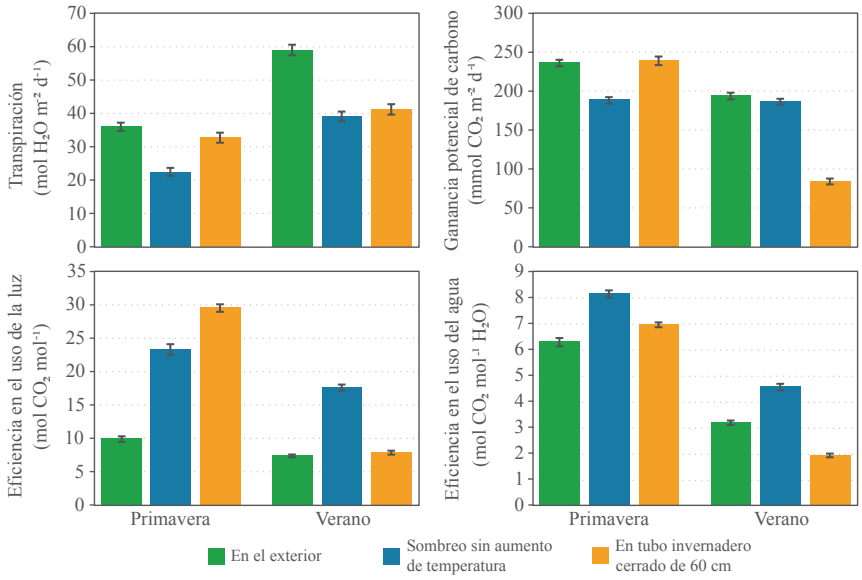


Figura 17.19. Estimaciones con Y-Plant de la transpiración, ganancia potencial de carbono, eficiencia en el uso de la luz (LUE) y eficiencia en el uso del agua (WUE) en plantas de *Quercus faginea* en el exterior, en el interior de un tubo invernadero y simulando un sombreo sin aumento de temperatura, en condiciones mediterráneas simuladas de primavera y verano (media ± error estándar, n=4) (modificado de Pemán *et al.* 2010).

La protección física que realizan estas mallas está recomendada para roedores y lepóridos. Para estos herbívoros la altura de la malla no precisa ser superior a los 60 cm. El número de tutores que deberán colocarse dependerá del modelo comercial que se use. Para evitar que se levanten con facilidad, una vez colocadas, deberá aporcarse tierra en la base de las mismas. Entre las casas comerciales que comercializan estos tipos de materiales están Intermas®, Tubex®, Arnabat, Samex o Gripalt.

Figura 17.20. Repoblación con *Pinus pinea* utilizando mallas de sombreo en el Grupo de Montes de Arévalo (Segovia) en el año 2004 y resultado después de 13 años (fotos: J Plaza).

4.3. Tubos invernadero

Los tubos invernadero son unos dispositivos de plástico, en la mayoría de los casos, de material transparente o translúcido, que se colocan alrededor de la planta con el doble objetivo de crear un efecto invernadero y de proteger a las plantas de los daños por animales. Se diferencian de los otros protectores individuales en que modifican las variables ambientales alrededor de la planta, mientras que la función protectora la ejercen por igual.

Su uso se inició en Gran Bretaña con Tuley en 1979 (Tuley 1985), cuando buscaba alternativas técnicas para asegurar el éxito de las repoblaciones con frondosas a un coste razonable. Su utilización la fundamentó en dos hechos: el primero fueron los resultados de unos trabajos realizados en Escandinavia y Nueva Zelanda que utilizaban pequeños tubos de 10 cm de alto de plástico transparente para realizar las siembras en el monte, mientras que el segundo fue la evidencia contrastada del mayor crecimiento de las frondosas dentro de un invernadero (Tuley 1985). Estos hechos le llevaron a diseñar invernaderos individuales, *mini greenhouse*, que estimulasen el crecimiento inicial de la planta para más tarde irse ajustando a las condiciones del monte. El tubo invernadero surgió, por tanto, como un tubo de plástico, claro o traslucido, que favorecía el crecimiento inicial, protegía a las plantas de su interior de los daños causados por la fauna silvestre y facilitaba y hacía más seguro los tratamientos herbicidas alrededor de las plantas (Tuley 1985). Hoy en día, su utilización ha traspasado el ámbito de las repoblaciones forestales, extendiéndose al viverismo (Burger *et al.* 1992; Svihra *et al.* 1993; Witmer *et al.* 1997), a la jardinería urbana (Harris 1989; Jones *et al.* 1996) y a los cultivos leñosos. Inicialmente, en Gran Bretaña fueron utilizados con *Quercus petraea* (Tuley 1985; Potter 1991; Mayhead y Boothman 1997; Duerden *et al.* 2017), para luego extenderse en Estados Unidos a *Quercus rubra*

(Kittredge *et al.* 1992; Ponder 1995; Gillespie *et al.* 1996; Sharpe *et al.* 1999; Swistock *et al.* 1999; Ward *et al.* 2000) y otras especies de robles (Svhira *et al.* 1993; Costello *et al.* 1996; Burger *et al.* 1997). Su uso se generalizó a otras frondosas como *Prunus avium* (Frearson y Weiss 1987; Bergez y Dupraz 1997, 2000; Hammatt 1998; Dupraz y Bergez 1999), *Juglans nigra* (Ponder 1991) y en menor medida a coníferas (Mayhead y Jenkins 1992; Svhira *et al.* 1993; Burger *et al.* 1996; Costello *et al.* 1996; Ward *et al.* 2000; Leroy y Caraglio 2003; Sharew y Hairston-Strang 2005).

En España, los tubos invernadero empezaron a utilizarse a finales de la década de los ochenta. Sin embargo, no es hasta finales de la década de los 90 cuando se generaliza su uso, aunque su diseño básico no se ha mantenido constante, sino que ha ido evolucionando para ir adaptándose a especies y características propias del medio mediterráneo, por ejemplo, la altura, el color o la ventilación (Bergez y Drupaz 2000; Bellot *et al.* 2002; Oliet *et al.* 2003; Navarro-Cerrillo *et al.* 2005a; Oliet *et al.* 2019). Esta generalización del uso de los tubos estuvo motivada, fundamentalmente, por los trabajos de forestación en terrenos agrícolas (Navarro-Cerrillo y Martínez 1996; Oliet *et al.* 2003), por la necesidad de asegurar el establecimiento de las plantaciones en condiciones desfavorables (aridez, daños por ganado doméstico y fauna silvestre, compatibilización de usos, etc.) y por el incremento del uso de especies de temperamento relativamente delicado y con mayores problemas de arraigo.

Los tubos, tal como los conocemos en la actualidad, tienen una enorme variedad de diseños que hace necesario su caracterización para poder prever las consecuencias que puede tener para las plantas que crecen en su interior. Las mayores variaciones se producen en el tipo de material, el color, las dimensiones y en la ventilación. Estas características de los tubos invernadero contribuyen a producir un microclima propio, debido a la presencia de un volumen de aire confinado dentro del tubo. Este ambiente modifica, respecto de las condiciones en el exterior, la temperatura, la luz, la humedad relativa, la concentración de anhídrido carbónico y el movimiento del aire.

El repoblador, por tanto, para decidir sobre su empleo y para elegir correctamente el modelo de tubo invernadero a utilizar deberá conocer las principales características que los definen y conocer como estas influyen en el crecimiento de la planta en su interior. Partiendo de este conocimiento podrá definir en el pliego de condiciones del proyecto las características que debe tener el tubo para su uso en la repoblación.

4.3.1. Características que influyen en el crecimiento de la planta y en la protección física

El material de fabricación de la mayoría de los modelos es el polipropileno. Este plástico, que pertenece al grupo de las poliolefinas, es un polímero termoplástico que se obtiene de la polimerización del propileno. Presenta como ventajas generales su reducido coste, su carácter reciclable, su facilidad de moldeo y su resistencia a la fatiga frente a otros plásticos como el polietileno. La fabricación de los diferentes modelos comerciales se realiza básicamente mediante dos procedimientos, que son los propios de los materiales termoplásticos: la extrusión y el moldeo a alta presión o inyectado. Uno de los inconvenientes de este material es su fotodegradabilidad, lo que exige que en su fabricación se aporten unos estabilizadores para detener su proceso de oxidación por la

acción de la radiación ultravioleta. Entre los diferentes grupos de estabilizadores están los denominados HALS (*Hindered Amine Light Stabilizers*), que son unos derivados de las aminas cuya función es retardar la degradación del material capturando los radicales libres generados en el proceso de oxidación. La vida útil de estos materiales está garantizada para un periodo que oscila entre 3 y 5 años, aunque hay determinados modelos que se degradan al cabo de dos años. El proceso de degradación conlleva desde una pérdida de color y brillo del material, haciéndolo más opaco y por tanto modificando sus propiedades lumínicas, hasta su desintegración *in situ* (figura 17.21).

La fotodegradación precoz del tubo hace que la planta se quede sin el efecto microclimático que proporciona el mismo y, en el caso de las plantas muy esbeltas, sin la estabilidad física necesaria para mantenerse erguidas. Este aspecto debe vigilarse a la hora de adquirir un tubo invernadero, para garantizar su estabilidad durante el tiempo que se precise para que cumpla su función, que será el que necesite la planta para superar la altura del tubo y crear un tallo lo suficientemente grueso y lignificado como para soportar el peso de la copa. Dependerá, por tanto, para una misma altura de tubo, de la especie y de la calidad de la estación.

Las características más relevantes de los tubos invernadero se agrupan en función de su influencia con el cumplimiento de los dos objetivos principales de su utilización: i) modificación de las condiciones ambientales en el entorno de la planta y ii) protección física. Para el cumplimiento del primero de los objetivos, las características de mayor relevancia son: i) número de capas y el espesor total de la pared, ii) color y iii) ventilación.

- **Número de capas y el espesor total de la pared.** Los diferentes modelos comerciales de tubos invernadero se han diseñado con una, dos o tres capas (figura 17.22). En la actualidad la mayoría de los tubos utilizados en repoblación

Pérdida de color y brillo de un tubo invernadero después de más cinco años en monte (foto: J Pemán).

Fotodegradación de un tubo malla después de dos años en monte (foto: J Pemán).

Degradación de tubo invernadero de 120 cm de altura (foto: A del Campo).

Figura 17.21. Degradación de protectores de plantas.

Tubo monocapa. Tubos plegados de doble capa.

Figura 17.22. Modelos de tubos de diferente número de capas (fotos: J Pemán).

forestal son de doble capa, lo que les permite crear una capa de aire entre ambas ejerciendo un efecto aislante. Los modelos monocapa se usan sobre todo en agricultura con la finalidad de facilitar la aplicación de herbicidas al pie de la planta y para la protección física de la misma contra roedores o lepóridos.

La doble capa y su espesor, según modelos entre 1 y 3 mm, influye básicamente en las propiedades térmicas y lúmicas del tubo y en su rigidez y estabilidad, de tal manera que los tubos monocapa siempre deben llevar un tutor. En experiencias realizadas sobre la influencia del espesor sobre la temperatura y la radiación en el interior del tubo se ha registrado que en los tubos de mayor espesor la radiación es menor, al contrario que la temperatura (figura 17.23) (del Campo *et al.* 2008).

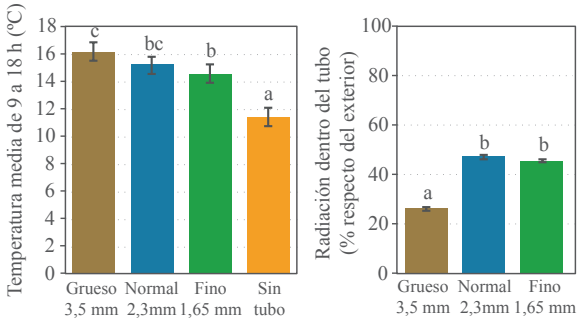


Figura 17.23. Valores de temperatura media y radiación en distintos tubos invernadero según el espesor de su pared (letras diferentes indican diferencias significativas con valor p <0.05) (modificado de del Campo *et al.* 2008).

- **Color.** Los tubos invernadero han presentado un gran variedad de colores, desde el negro hasta el blanco, aunque la mayoría de los modelos eran de color verde o marrón. El color influye, al igual que el número de capas, en las propiedades térmicas y lumínicas del tubo. Del Campo *et al.* (2008) registraron como los colores del material verde, azul, amarillo y traslúcido daban lugar a temperaturas medias muy superiores al control, mientras que el color blanco y marrón no

diferían significativamente respecto al control (figura 17.24). El color también influye en el ambiente lumínico. La baja transmitancia de la luz que se registra en los modelos más oscuros puede crear problemas de estrés lumínico en el interior de la planta y limitar e, incluso, imposibilitar su desarrollo (figura 17.25).

- **Ventilación.** La ventilación del tubo invernadero influye en la renovación del aire de su interior y en variables tan importantes como la temperatura, el contenido en humedad y la concentración de CO_2. Según el tipo de ventilación cabe distinguir diferentes tipos de tubo invernadero (figura 17.26):

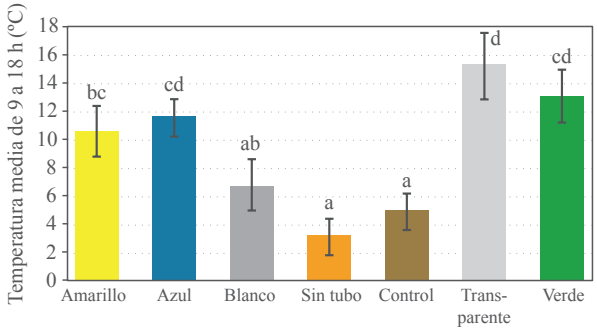


Figura 17.24. Valores de temperatura media en distintos tubos protectores donde únicamente cambia el color (letras diferentes indican diferencias significativas con valor p <0.05) (modificado de del Campo *et al.* 2008).

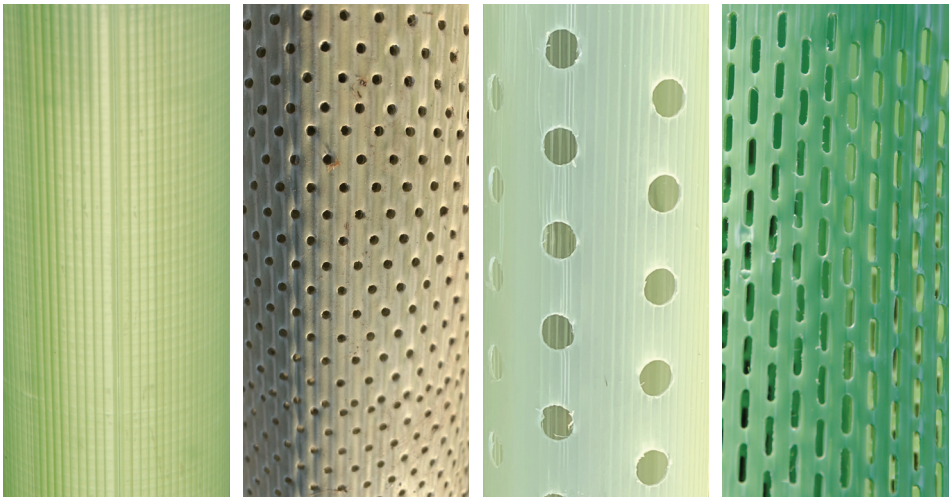
Tubo verde claro que crea un ambiente más favorable para el crecimiento de la misma (foto: J. Pemán).

Tubo de color marrón muy oscuro que provoca estrés lumínico y limita el crecimiento de la planta (foto: J Pemán).

La colocación de dos tubos de color marrón oscuro hace que la planta se encuentre en un ambiente con ausencia total de luz (foto: A del Campo).

Figura 17.25. El color de los tubos condiciona el ambiente lumínico de la planta.

- Liso. No presenta ventilación alguna. Son los tubos recomendados para ambientes fríos o templados donde no hay riesgo que se alcancen elevadas temperaturas en el interior del mismo.
- Microperforado. Presenta, en las dos terceras partes de su altura, perforaciones de diámetro inferior a 2 mm, separados 6 mm entre sí. Se disponen normalmente al tresbolillo y tienen como objetivo conseguir una renovación controlada del aire confinado en su interior.
- Tubo-malla. Presenta aberturas longitudinales de 8 x 2 mm, separadas 8 mm entre sí, en una distribución al tresbolillo, que se distribuyen en los dos tercios superiores de la altura del tubo. El área que ocupa la malla oscila entre el 40 y 50 % de la superficie total del tubo. Este tipo de ventilación está recomendada para los ambientes más extremos, propio del semiárido mediterráneo, donde interesa un efecto de sombreo pero sin que se produzca un aumento de la temperatura. Su diferencia respecto a las mallas de sombreo es la consistencia del tubo, que le proporciona una mayor estabilidad y rigidez.
- Otro tipo de ventilación. Al margen de los anteriores tipos descritos se comercializan tubos invernadero con tipos de ventilación muy diversos. Uno de los más característicos es el que presenta el modelo de la empresa Tubex®. Este modelo comercial, diseñado para tubos de altura superior a 120 cm, presenta un sistema de ventilación basado en las investigaciones realizadas por Bergez y Dupraz (Bergez 1993; Bergez y Dupraz 1997; Dupraz y Bergez 1999). En el tubo de 120 cm de altura, la ventilación consiste en 16 orificios de



Tubo liso, sin ventilación. | Tubo microperforado. | Perforaciones del modelo Equilibrio de Tubex®. | Tubo con perforaciones tipo malla.

Figura 17.26. Tubos sin ventilación y con distintas formas de perforaciones para la ventilación (fotos: J Pemán).

16 mm de diámetro. Se ubican a 15 cm del extremo inferior y se distribuyen en tres columnas, las externas con 5 y la central con 6, separados 30 mm en cada columna y entre columnas. La finalidad de este sistema de ventilación es conseguir en los tubos altos una eficaz renovación del aire en su interior para evitar que la disminución de la concentración de CO_2 comprometa el crecimiento de la planta.

El tipo de ventilación influye en la temperatura del aire confinado en el interior del tubo (figura 17.27). En estaciones semiáridas la ventilación que se recomienda es la del tubo-malla.

Para garantizar una eficaz protección física, las características más relevantes de los protectores son: i) altura, ii) tipo de montaje, iii) abocardado el extremo superior y iv) línea de rotura.

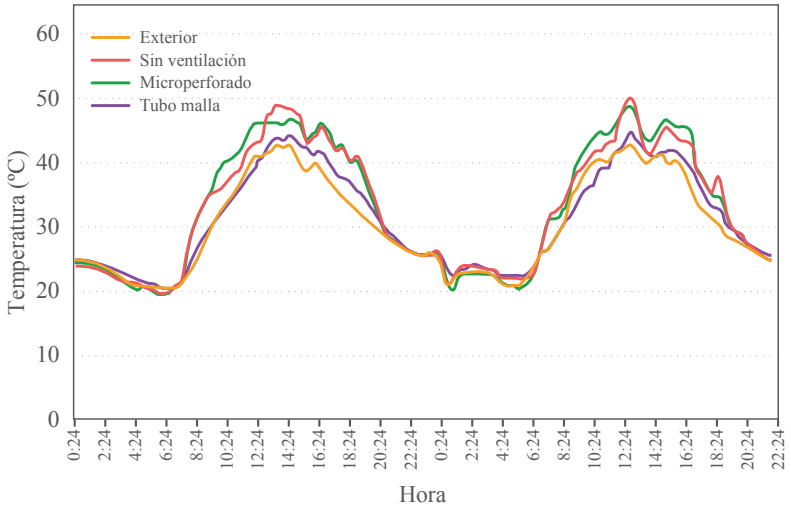


Figura 17.27. Ciclo de 48 h de la temperatura del aire en el exterior y en el interior de tubos lisos, perforados y tubos-malla correspondiente a un día del mes de junio del año 2010, en una repoblación realizada con *Pinus halepensis* en la Granja d'Escarp (Lleida) (Pemán *et al.* 2011).

- **Altura.** La altura de los tubos invernadero está en función del tipo de fauna de la que se quiere proteger, por lo que se deben seguir los criterios antes expuestos para otros protectores individuales (tabla 17.7). En los tubos cerrados, y cuando la altura del tubo supere los 60 cm, siempre se deberá utilizar un tutor. Si la altura es inferior no será necesario su uso salvo en estaciones expuestas a fuertes vientos. En los tubos abiertos siempre se deberá usar un tutor (figura 17.28).
- **Tipo de montaje.** Con este término se hace referencia a si los modelos se sirven abiertos o ya vienen cerrados de fábrica.

  Los modelos abiertos presentan como gran ventaja el menor volumen que ocupan en el transporte y como desventaja la necesidad de su montaje en el monte y el

Tubo cerrado de 60 cm sin tutor.

Tubo de 60 cm cerrado con tutor de castaño en una estación expuesta a fuertes vientos.

Tubo monocapa abierto de 60 cm con una varilla de hierro como tutor.

Tubo cerrado de 200 cm con una estaca de madera como tutor.

Figura 17.28. Tubos protectores de diferentes alturas y con distintos elementos auxiliares para mejorar su estabilidad (fotos: J Pemán).

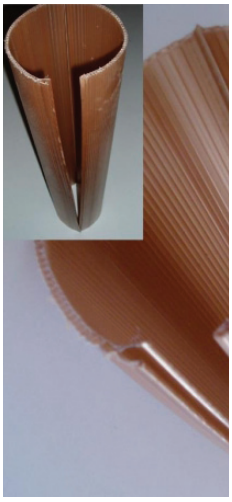
riesgo de que no quede perfectamente cerrado. Este aspecto debe extremarse, sobre todo, en el caso de las siembras para evitar la predación por parte de los roedores. En los modelos abiertos, el montaje del tubo puede realizarse de diferentes maneras: i) mediante varillas que ejercen como tutores; es el caso típico de los modelos monocapa, ii) mediante bridas ya dispuestas a lo largo de su longitud y iii) mediante mecanismos de autocierre.

Los modelos cerrados no precisan de ningún montaje salvo los que se comercializan plegados (figura 17.29). Este es el caso de algunos modelos de sección cuadrada o hexagonal que para abaratar el transporte se pliegan. Para su colocación en el monte se recomienda la utilización de un tubo rígido de PVC de sección circular, cuyo tamaño de sección quede circunscrito en la del tubo de invernadero. El tubo invernadero se coloca en el monte con el de PVC en su interior y posteriormente se extrae este último.

Los tubos cerrados de sección circular, con el objetivo de abaratar el transporte, no se comercializan con un diámetro fijo, si no con un rango diametral que permite introducir varios tubos uno dentro del otro (figura 17.30).

- **Abocardado del extremo superior.** Para evitar daños en el tallo de la planta consecuencia de su roce o abrasión con el extremo superior del tubo, este debe estar abocardado, es decir, el borde superior debe estar curvado hacia la parte exterior (figura 17.31).

Tubo abierto con cierre por bridas (foto: J Pemán).



Tubo abierto con mecanismo de autocierre (fuente: www.fitoagricola.net).

Diez tubos cerrados plegados (foto: J Pemán).

Tubo desplegado de sección cuadrada (foto: J Pemán).

Figura 17.29. Tubos protectores con diferentes formas de cierre.

Agrupación de seis tubos invernadero de 50 cm de altura con una variación diamétrica entre 72 y 99 mm (foto: J Pemán)

Recepción en monte de los paquetes de un tubo invernadero cerrado (foto: A del Campo).

Figura 17.30. Formas de presentación de tubos protectores.

- **Línea de rotura o auto apertura.** Para evitar que el tubo invernadero pueda suponer una limitación al crecimiento secundario de la planta, los modelos deben estar dotados de una línea de rotura a lo largo de toda su altura, para que el tubo se pueda abrir cuando el diámetro de la planta supera el del tubo (figura 17.32).

La elección del tubo invernadero más adecuado, entre los numerosos modelos comerciales existentes (tabla 17.10), dependerá, por tanto, de las características antes descritas y de su idoneidad para la especie y la estación en que van a utilizarse.

Tubo con borde superior abocardado.

Tubo monocapa sin abocardar.

Daños en el tallo de *Pinus nigra* por abrasión con el tubo invernadero.

Figura 17.31. Diseños de borde superior y daños que puede causar (fotos: J Pemán).

Línea de rotura de un modelo de Tubex®.

Inicio de rotura del tubo por el crecimiento de la base del tronco.

Rotura total del tubo por el crecimiento diametral del árbol.

Figura 17.32. Funcionamiento de la línea de rotura en los tubos que disponen de ella (fotos: J Pemán).

4.3.2. El microclima y su efecto sobre la planta

El efecto invernadero que se produce en el interior de los tubos altera el microclima y provoca, consecuentemente, una respuesta de la planta que a su vez lo modifica. Todo ello genera una serie de interacciones que frecuentemente son difíciles de interpretar y que puede hacer

Tabla 17.10. Principales características de diferentes modelos de tubos invernadero.

Modelos	Material y número de capas	Color	Ventilación	Tipo y dimensión sección (cm)	Alturas (cm)	Precio (€ unidad^{-1})	Tipo de Montaje
Tubex® (www.tubex.com y www.improfort.com)							
Ecoforest liso	Polipropileno. 2 capas. Tratamiento contra la degradación solar	Verde o marrón	No	Circular (7,6 a 10,5)	60, 75, 90, 120	0,47-1,15	Cerrado
Ecoforest perforado							
Equilibrio		Verde	Orificios de 16 mm de diámetro dispuestos en tres columnas en la parte inferior del tubo	Circular (8,2 a 11,9)	120, 150, 180, 200	1,65 – 2,44	
Gran diámetro		Verde o marrón ocre	No	Circular. Dos rangos de diámetro: 13 a 16 cm y de 15,8 a 20 cm	60, 75		
ForteTub® (www.fortetub.com)							
Liso	Polipropileno inyectado. 2 capas. Tratamiento contra la degradación solar que garantiza una duración de . El ranurado o tubo malla tiene una estabilidad de apenas 2 años.	Verde	No	Circular	60, 70, 80, 90, 100, 120, 150, 180	0,46 – 1,59	Todos los modelos se pueden comercializar cerrados o abiertos.
Microperforado			Si				
Ranurado, tubo malla o malla sombreada			Si				
Cipaplant www.cipasi.es							
	Polipropileno celular. 300 g m-2. 2 capas.	Marrón. Se puede fabricar en otros colores	No	Cuadrada (9 cm de lado)	60, 140		Cerrado o abierto

Modelos	Material y número de capas	Color	Ventilación	Tipo y dimensión sección (cm)	Alturas (cm)	Precio (€ unidad^{-1})	Tipo de Montaje
AgroTub® (www.gbmarket.es)							
Liso	Polipropileno extrusado. 2 capas. Tratamiento contra la degradación solar que garantiza una duración de 3 años.	Verde translúcido	No		50, 60		Cerrado
Microperforado			Orificios de 1,8 mm distribuidos en los dos tercios superiores del tubo				
SpeedyPlus (www.projar.es)							
Perforado	Polipropileno inyectado. 2 capas. Tratamiento contra la degradación solar que garantiza una duración superior a 4 años	Beige		Cuadrada (8 x 9)	50, 60	0,37	Abierto con mecanismos de cierre propios
Protector árbol (www.macoglass.com)							
Liso	Polipropileno. 2 capas. Tratamiento contra la degradación solar que garantiza una duración de 3 años.	Verde	No	Circular (5 a 10)	60	1,3	Cerrado
Tubo invernadero (www.fitoagricola.net)							
Liso	Polipropileno copolímero virgen. 2 capas. Tratamiento contra la degradación solar	Marrón	No	Circular (10)	60, 70	0,72	Abierto con autocierre y cerrado plegado
Perforado			Sí			0,73	Cerrado plegado

recomendable analizar primero las variables ambientales más características del aire confinado en el interior de forma independiente, según el tipo de estación, y después estudiar sus efectos sobre las diferentes especies, frondosas o coníferas (del Campo *et al.* 2008).

Microclima en el interior del tubo invernadero

El ambiente en el interior del tubo invernadero difiere del exterior en la temperatura, la luz, la humedad relativa, la concentración de CO_2 y el movimiento del aire.

- Temperatura. Ha sido una de las variables más caracterizadas, tanto por su influencia en el crecimiento como por su facilidad de medición, siendo dependiente de aspectos tales como la coloración del tubo, la ventilación, el tamaño de la planta que haya en su interior o la disponibilidad hídrica de la planta. Producto del efecto invernadero que generan, la temperatura del aire confinado en el interior del tubo es superior al del exterior produciendo un efecto sobre las plantas variable según el tipo de estación, como se comentará posteriormente.
- Luz. Los tubos invernadero modifican la radiación que recibe la planta tanto en calidad como en cantidad. Los valores de irradiancia, flujo fotónico fotosintético (PFD), radiación fotosintéticamente activa (PAR) o luminosidad que se han medido en el interior de los tubos, han registrado reducciones importantes, de hasta un 75%, de sus valores en el exterior. Estos valores varían según varios factores como son: el envejecimiento del tubo (Kjelgren *et al.* 1997; Ward *et al.* 2000), el color (Potter 1991; Oliet *et al.* 2003; Sharew y Hairston-Strang 2005), el espesor de la paredes (del Campo *et al.* 2008) o la geometría (Bergez 1993). La radiación en el interior del tubo no es constante en el tiempo sino que varía según el ángulo de incidencia de los rayos del sol, por lo que tiene una variación diaria y otra anual. La componente mayoritaria de la radiación en el interior del tubo es la difusa, fruto de la radiación que atraviesa sus paredes (Pemán 2006) (figura 17.33). Este hecho tiene su importancia dado que puede condicionar algunos fenómenos del crecimiento que son sensibles al fototropismo. La radiación directa sólo se registra en la parte superior del mismo y es función de la altura solar. En cuanto al espectro lumínico, presenta una transmitancia elevada en la región del infrarrojo y entre el 5% y el 60%, según la longitud de onda, en la región del visible, dependiendo de la época del año y de la coloración del tubo. Se ha comprobado la existencia de un gradiente lumínico vertical, que suele disminuir conforme descendemos en profundidad en su interior, aunque en algunos modelos más claros este gradiente se invierte al registrarse en las partes más bajas del tubo una mayor radiación, producto de los fenómenos de reflexión en las paredes del mismo. La ratio rojo: rojo lejano, de especial importancia en la morfogénesis de las plantas, y que suele ser considerada como indicadora del grado de sombreo, ha presentado valores en el interior del tubo entre el 40% y el 80% del exterior (Sharew y Hairston-Strang 2005).
- Humedad relativa. Influenciada por la temperatura, presenta un comportamiento distinto según el tipo de estación. Su variación diaria es inversa a la de la temperatura, presentando un máximo poco antes del amanecer y un mínimo al comienzo de la tarde. Determinado por la humedad y la temperatura, el déficit de presión de vapor de agua es un parámetro que permite estimar la demanda

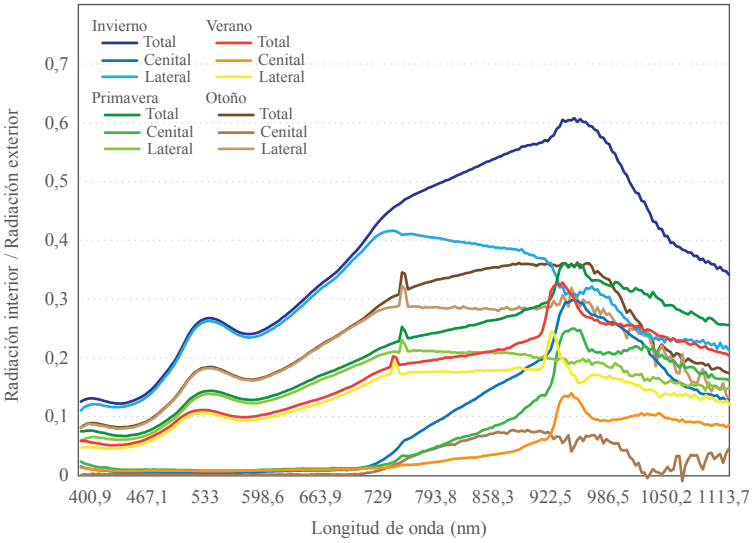


Figura 17.33. Radiación registrada al mediodía en la parte inferior de un tubo invernadero Tubex® liso de color verde de 60 cm de altura en diferentes épocas del año. Se muestra la radiación total y la de sus componentes; la directa, que entra por la parte cenital, y la difusa, que entra por las paredes del tubo (Pemán 2006).

evaporativa de la atmósfera y, por tanto, calibrar el posible estrés hídrico del ambiente. Su evolución diaria es similar a la descrita para la humedad relativa y presenta valores muy contrastados según el tipo de estación.

- Concentración de CO_2. Aunque inicialmente se pensaba que los tubos invernadero producían un notable incremento del CO_2 en el aire confinado, incluso sin la presencia de plantas en su interior, su contenido se reduce fuertemente durante el día (Bergez y Dupraz 2000; Oliet y Jacobs 2005). Sus valores presentan una variación diaria con un gradiente muy marcado en el interior del tubo. Durante el día se produce una fuerte reducción, ya que la fotosíntesis consume en poco tiempo el CO_2 disponible, recuperándose por la noche. La interpretación de los valores que indicaban un aumento de la concentración ha sido justificada posteriormente, por algunos autores, como resultado de una fotosíntesis negativa (Bergez y Dupraz 2000).
- Viento. El tubo invernadero ejerce un efecto cortaviento, disminuyendo su poder desecante, lo que implica que descienda la demanda evaporativa, incluso por encima de las diferencias en el déficit de saturación de vapor encontradas dentro y fuera del tubo (Bergez y Dupraz 1997). Esto explicaría el hecho de que en las mediciones de potencial hídrico no se encontraran diferencias significativas en cuanto al grado de estrés sufrido por las plantas dentro o fuera de los tubos.

De una forma más detallada se describe las características de este microclima que presentan una variación notable según el tipo de estación, distinguiendo entre los ambientes templado-húmedos y los mediterráneos.

Ambientes templado-húmedos

Los estudios sobre el microclima en el interior del tubo protector se han realizado fundamentalmente en las áreas templadas y húmedas de Norteamérica y de Europa occidental, con un clima que mantiene niveles altos de humedad edáfica durante todo el año. En estas circunstancias, el citado efecto invernadero produce un aumento de la temperatura, generalmente más acusado durante el periodo vegetativo, pero también una aumento de la humedad relativa en el interior del tubo provocada por la transpiración de un follaje que, por lo general, ocupa gran parte del volumen interior del tubo. Es decir, la abundante humedad disponible en el suelo permite que la planta actúe bombeando agua desde éste a la atmósfera del tubo.

Este proceso provoca la elevación de la humedad relativa del aire dentro del tubo hasta niveles próximos a la saturación y, por tanto, la disminución de su demanda evaporativa (Potter 1991). Se ha comprobado en numerosos estudios como la temperatura en el interior del tubo aumenta, por el efecto invernadero, y algunos trabajos muestran, además, que este incremento es tanto menor, y la humedad relativa tanto mayor, cuanto mayor es también el tamaño de la planta (Potter 1991; Swistock *et al.* 1999) o la humedad del suelo (Kjelgren y Rupp 1997).

Por tanto, en términos generales, el microclima interior del tubo en esos ámbitos húmedos es favorable para el crecimiento, ya que la mayor temperatura interior nunca supera umbrales letales, tendiendo además a equilibrarse por la respuesta transpirante de la planta. Otros factores, como la protección frente a una irradiancia excesiva o a la acción desecante del viento, contribuyen a reforzar este efecto favorable. Sin embargo, en paralelo a este efecto microclimático y a pesar de las condiciones teóricamente más favorables para el crecimiento, suele aparecer un menor desarrollo de biomasa de la planta (Bergez y Dupraz 1997; Drupaz y Bergez 1999; Kjelgren *et al.* 1997; Kjelgren y Rupp 1997; del Campo *et al.* 2006).

Estudios sobre la ecofisiología de las plantas en el interior de los tubos han mostrado que la transpiración se reduce, tanto por la saturación del aire interior como por la ausencia de movimiento del mismo (Bergez y Dupraz 1997; Kjelgren y Rupp 1997). Sin embargo, la tendencia de la planta es a mantener sus estomas abiertos al máximo, quizá debido a la baja demanda evaporativa y a las altas temperaturas, lo cual genera una situación un tanto anómala: tasas de transpiración bajas unidas a una elevada conductancia estomática (Bergez y Dupraz 1997). Los mismos autores, estudiando la fotosíntesis en el interior del tubo protector, detectaron que la tasa de asimilación neta de la planta era menor que en el exterior, lo cual explicaría el menor desarrollo en biomasa de las plantas protegidas (Dupraz y Bergez 1999); y esto lo relacionan con una disminución muy notable de la concentración de CO_2 en la atmósfera del tubo durante las horas centrales del día, cuando la actividad fotosintética debería ser máxima. Sin embargo, no asocian este descenso a la menor irradiancia en el tubo, ya que la planta fotosintetizaba prácticamente igual bajo luz directa o bajo la sombra producida por el tubo. No obstante, algunos estudios que emplean tubos de diferentes tonalidades sí han detectado un menor desarrollo en biomasa (Sharpe *et al.* 1999), lo que indica que la tonalidad puede afectar a la asimilación

de la planta, siendo esta respuesta específica, según el temperamento de la especie, y dependiente de la transmisividad del material.

En cualquier caso, el trabajo de Dupraz y Bergez (1999) muestra que el confinamiento de una planta de hoja plana y superficie foliar grande en el pequeño volumen del tubo protector produce un déficit de CO_2, al ser el consumo muy superior a la renovación de la atmósfera, lo que sólo tiene lugar a través de la parte superior del tubo. Esto aconseja la ventilación del tubo mediante la apertura de orificios en sus paredes, que permita una renovación del aire mucho más rápida. Los estudios posteriormente realizados por los mismos autores mostraron que la ventilación del tubo, además de crear unas condiciones microclimáticas en el interior más parecidas a la de la atmósfera libre (descenso de la temperatura e incremento de la demanda evaporativa), incrementaban la tasa de asimilación neta (fotosíntesis) de la planta por un incremento en la concentración de CO_2 interior (Bergez y Dupraz 2000); como consecuencia, la planta en el interior de tubos ventilados desarrollaba una biomasa superior a la de los tubos cerrados.

Ambientes mediterráneos

La temperatura es una de las variables más afectadas en todos los modelos de tubo registrándose en todos ellos valores más altos que en el exterior a lo largo de todo el año (figura 17.34).

La coloración y la ventilación del tubo determinan su comportamiento. Así, los tubos pueden clasificarse desde más cálidos, que son los tubos claros no ventilados, hasta más frescos como son los tubos ventilados, situándose el tubo oscuro no ventilado en un lugar intermedio. Igualmente, el grosor de las paredes del tubo está directamente relacionado con la temperatura alcanzada en su interior (del Campo *et al.* 2008).

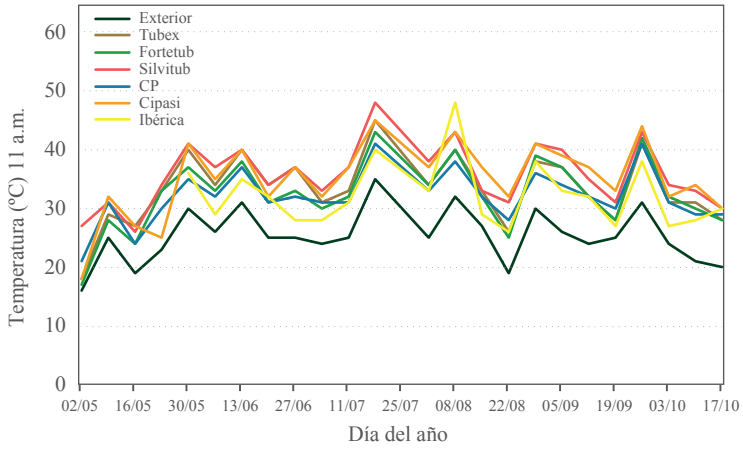


Figura 17.34. Evolución de la temperatura anual medida a las 11:00 h para diferentes modelos comerciales de tubo invernadero (Oliet *et al.* 2003).

El calentamiento del tubo tiene un patrón estacional y diario muy marcado. Durante el verano, la pared del tubo invernadero se calienta durante el día y se enfría durante la noche, explicando la variación diaria de la temperatura que se registra en el interior del mismo (figura 17.35). Esta variación en la época estival ha sido ampliamente descrita en numerosos trabajos y pone de manifiesto un periodo de calentamiento de 10 a 12 horas de duración y un periodo de enfriamiento con una inversión térmica muy marcada el resto del tiempo (Potter 1991; Kjelgren *et al.* 1997; Navarro-Cerrillo *et al.* 1998; Oliet *et al.* 2003; Cabanillas y Notivol 2005). El calentamiento máximo del aire del interior, con respecto a la temperatura exterior, en esta época ha registrado valores entre 3° y 18 °C, según localidades y modelos de tubo, mientras que la inversión térmica máxima ha oscilado entre 2 y 6 °C. Le corresponden a esta época del año los valores máximos de temperatura registrados en el interior del tubo, que han oscilado entre 40 y 60 °C. Estos valores cabe considerarlos como supraóptimos para la fotosíntesis e incluso letales para las plantas. De hecho, y aunque en los ambientes más húmedos las temperaturas por encima de 40 °C no han inhibido el crecimiento y apenas han producido una decoloración foliar (Harris 1989; Ward *et al.* 2000), en ambientes con fuerte déficit hídrico puede verse comprometido el establecimiento de la planta. Los valores de calentamiento y enfriamiento del aire en el interior durante el verano y parte de la primavera registran los máximos del gradiente térmico en el aire del interior. Este gradiente puede llegar a alcanzar los 30 y 40 °C, llegando en ocasiones a doblar los valores de la atmósfera libre de la estación donde se ubican. Por otro lado, corresponden a la época invernal los valores mínimos del calentamiento, de su duración y del gradiente térmico. Asimismo, recoge los valores mínimos de la temperatura máxima en el interior del tubo. En climas continentales del interior peninsular, la inversión térmica en esta época puede alcanzar los 3 °C y la temperatura mínima en su interior los -6 °C. Las características térmicas del aire confinado en el interior del tubo durante el resto del año, oscila entre los valores registrados en las épocas estival e invernal. Por lo tanto, en la primavera el tubo invernadero adelanta el inicio de la actividad vegetativa y favorece las condiciones de crecimiento siempre y cuando haya ausencia de estrés hídrico.

Un aspecto interesante de los tubos, como ha quedado dicho anteriormente, es que durante el verano las temperaturas mínimas resultan ligeramente inferiores a las del exterior lo que hace que el tubo pueda funcionar como un condensador favoreciendo la formación de rocío en su superficie que, al escurrir hacia el suelo, puede mejorar la humedad de las primeras capas edáficas (figura 17.36) (del Campo *et al.* 2006).

La humedad relativa del aire confinado en el interior en ambientes mediterráneos puede presentar reducciones de hasta el 60% de los valores del exterior, dependiendo su comportamiento de la existencia o no de ventilación (figura 17.37) (Burger *et al.* 1992; Kjelgren *et al.* 1997; Oñoro *et al.* 2001; Oliet *et al.* 2003). Consecuencia de la temperatura y de la humedad, el déficit de presión de vapor de agua puede ser en el interior del tubo dos o tres veces superior al del exterior, sobre todo en los tubos sin ventilación (figura 17.37) (Blanco de Pablos 1996; Nicolás *et al.* 1997; del Campo *et al.* 2008). Los tubos ventilados ofrecen una situación intermedia entre el exterior y los no ventilados, ofreciendo a la planta una atmósfera más favorable que estos por presentar una demanda evaporativa menor. Dentro de los tubos perforados puede hacerse una vez más la clasificación por

coloraciones, siendo los tubos oscuros mejores, en términos de déficit para la planta, que los claros, acercándose el primero en sus valores al exterior.

Respuestas fisiológicas de la plantas

La creación de un microclima alrededor de la planta, con las características antes descritas, puede alterar procesos como la transpiración, la conductancia estomática y la

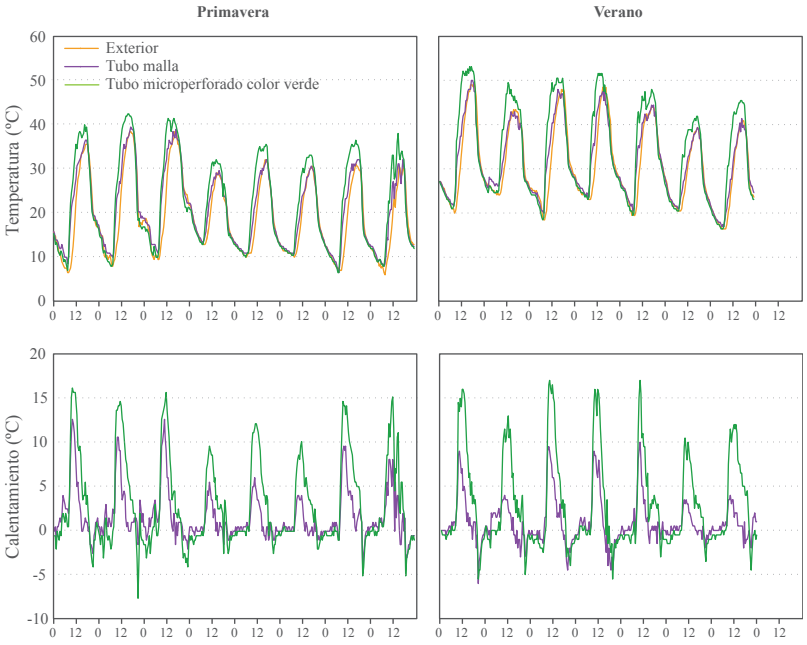


Figura 17.35. Evolución diaria para primavera y verano de la temperatura y del calentamiento (temperatura interior – temperatura exterior) de dos modelos de tubo de 60 cm de altura en una repoblación de *Pinus halepensis* en la Granja d'Escarp (Lleida) (Pemán *et al*. 2011).

Figura 17.36. Condensación del agua en las paredes del tubo como consecuencia del mayor enfriamiento de las mismas por la noche (foto: A del Campo).

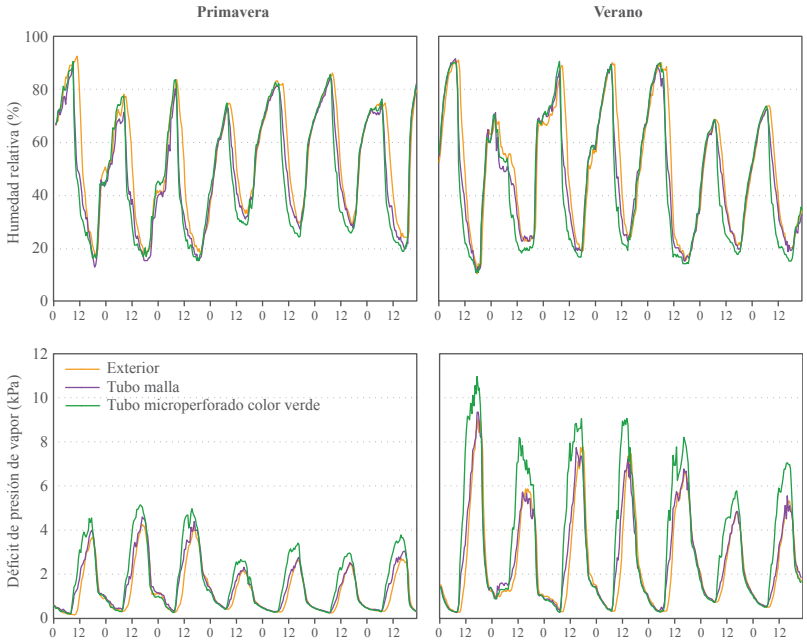


Figura 17.37. Gráficas de la evolución diaria para primavera y verano de la humedad relativa y del déficit de presión de vapor de dos modelos de tubo de 60 cm de altura en una repoblación de *Pinus halepensis* en la Granja d'Escarp (Lleida) (Pemán *et al*. 2011).

actividad fotosintética. Aunque depende de las especies, de las disponibilidades hídricas y del grado de ventilación que tengan, los efectos generales que los tubos producen sobre estos tres procesos son: una pérdida de control estomático (Kjelgren *et al.* 1994; Bergez y Dupraz 1997, 2000; Kjelgren y Rupp 1997), una reducción de la tasa de transpiración (Bergez y Dupraz 1997, 2000; Kjelgren *et al.* 1997) y una reducción de la fotosíntesis neta (Dupraz 1997; Kjelgren y Rupp1997).

Los valores de conductancia estomática registrados en las plantas en el interior muestran valores altos durante el día y la noche, incluso con déficit de humedad en el suelo. Estos valores inusuales sólo han podido ser explicados como una modificación en la hoja consecuencia de los continuos valores bajos del déficit de presión de vapor.

Por su parte, la transpiración en climas mediterráneos ha resultado ser, en el interior del tubo, muy inferior a la registrada en el exterior debido a la reducción de la radiación en el interior, al aumento del déficit de presión de vapor y al incremento de la resistencia de la capa límite producto del escaso movimiento del aire en el interior del tubo.

La dificultad en estimar de forma directa la actividad fotosintética de la planta en el interior del tubo ha llevado a algunos autores a utilizar modelos de simulación para su estimación, como el Y-Plant (Pemán *et al.* 2010). Mediante el mismo, para un ambiente que simula las condiciones mediterráneas, se ha registrado una ligera mejora de la tasa de asimilación

durante la época primaveral gracias al aumento de temperatura que se registra en su interior (figura 17.19). Este aumento, en mediciones directas de campo, ha resultado ser hasta cuatro veces superior al valor de las plantas en el ambiente del exterior (Oliet y Jacobs 2005). Por el contrario, la ganancia potencial de carbono en verano es significativamente inferior a las que se registran en el ambiente de exterior. En mediciones directas en campo esta reducción ha alcanzado valores del 50% (Kjelgren y Rupp 1997; Bergez y Dupraz 2000). Estos valores implicarían una mayor eficiencia en el uso de la luz (LUE) en los tubos invernadero respecto al exterior tanto en primavera como en verano, y una mayor eficiencia en el uso del agua de los tubos invernadero en primavera (figura 17.19). En este sentido, Ceacero *et al.* (2012b) observaron que la protección ejercida por el tubo invernadero sobre brinzales de encina limitó la aparición de procesos de fotoinhibición durante los periodos de primavera e invierno y que la protección de los brinzales con el tubo contribuyó a obtener un mayor rendimiento fotoquímico respecto de los brinzales carentes de dicha protección.

La simulación de la ganancia potencial de carbono a lo largo del día permite comprobar como en primavera esta se produce durante las primeras horas del día mientras que en verano en las horas centrales la tasa de asimilación es negativa (figura 17.38) (Pemán *et al.* 2010). Este hecho podría justificar el aumento de concentración de CO_2 en el interior del tubo observada por diversos autores (Frearson y Weiss 1987; Mayhead y Jones 1991).

Consecuencia de la alteración de los procesos fisiológicos antes descritos se produce una respuesta en la planta, modificándose una serie de atributos morfológicos (la altura, el diámetro en el cuello de la raíz, la biomasa aérea, la biomasa radical), fisiológicos, como el potencial hídrico o el estado nutricional (Ponder 1991, 1995; Kjelgren *et al* 1994;

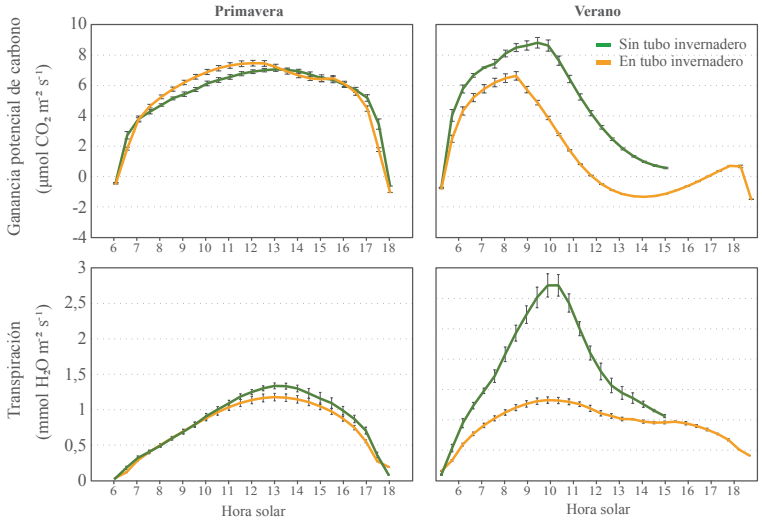


Figura 17.38. Simulación realizada con Y-Plant sobre la variación diaria de la ganancia potencial neta de carbono y de la transpiración para condiciones simuladas mediterráneas de primavera y verano en plantas de *Quercus faginea* en el interior de un tubo invernadero liso de 60 cm de altura y en plantas sin tubo (barras indican error estándar) (modificado de Pemán *et al.* 2010).

Kjelgren y Rupp 1997) o de respuesta a estreses ambientales, como la resistencia al frío (Kjelgren *et al.* 1997). Estos efectos están condicionados por las características del tubo, la disponibilidad de agua para la planta y el tipo de especie.

En este sentido, el efecto más conocido del tubo invernadero es el incremento de la planta en altura, promovido fundamentalmente por la fototropía de la planta que reacciona ante el grado de sombreo que sufre promoviendo la elongación del tallo y suprimiendo la ramificación lateral, efecto más acusado en las plantas intolerantes a la sombra. Sólo en algunos casos, constatados en áreas mediterráneas secas, los crecimientos en altura no han sido significativamente superiores, atribuyéndose esta baja respuesta a la falta de humedad del suelo (Costello *et al.* 1996) o, también, a un exceso de competencia en plantaciones con exceso de vegetación (Walters 1993). En este sentido, es importante el uso de técnicas de control de la competencia de estas especies, tanto por el agua como por la luz (Kerr 1995; Bergez y Dupraz 1997; Navarro-Cerrillo y Zaragoza 2001; Ceacero *et al.* 2012a, 2014).

Otro efecto característico del tubo, contrastado en numerosos estudios, es la disminución del crecimiento en diámetro de la base del tallo, si bien es menos consistente que el caso de la altura y depende de la especie, el diseño del tubo, el sitio, etc. (Gerhold 1999; Sharrow 2001; Sharew y Hairston-Strang 2005; Campo *et al.* 2008). Este efecto se interpreta generalmente por la combinación de dos factores: menores niveles de irradiancia dentro del tubo (que produce morfotipos característicos de plantas aclimatadas a la sombra), junto con la ausencia del movimiento de balanceo que sufre la planta sin protección (Kjelgren *et al.* 1994; Bergez y Dupraz 2000). La forma en que cada especie ve afectado su engrosamiento por estos factores es muy variable (West *et al.* 1999), aunque el resultado conjunto de un mayor crecimiento en altura y un menor o igual en grosor de tallo conduce por lo general a un ahilamiento o exceso de esbeltez de la planta, por lo menos hasta que la copa ha superado sobradamente la altura del tubo y ha escapado del efecto de sombreo (Svihra *et al.* 1993; Kjelgren *et al.* 1994; Ponder 1995; Navarro-Cerrillo *et al.* 1998). Llegada esta situación, el balanceo del árbol, junto con la condición de insolación directa, tienden a igualar la morfología de la planta (Strobl y Wagner 1996, Burger *et al.* 1997, Navarro-Cerrillo *et al.* 1998, Oliet *et al.* 2000). Si se admite que la razón del ahilamiento de la planta es el estímulo fototrópico, es posible que la mayor radiación registrada en tubos más traslucidos y/o perforados (por la entrada de luz directa a través de las perforaciones) sea la causa que justifique la morfología intermedia adoptada por las plantas en este tipo de tubos.

Este ahilamiento inicial de la planta hace que, durante los primeros años, la retirada del tubo pueda conducir a la fractura del tallo o a que éste se arquee (figura 17.39); por ello, no es aconsejable que se retire aquel hasta, por lo menos, cinco años desde la plantación (Potter 1991; Kjelgren *et al.* 1994), o hasta que la planta recupere su esbeltez por debajo de cierto valor que, por ejemplo, Sharpe *et al.* (1999) sitúan en 100. De ahí que una de las cualidades muy deseables de los tubos protectores sea su durabilidad, de forma que este no se descomponga hasta este plazo, pero lo haga antes de que el crecimiento en grosor del tronco pueda verse impedido por la resistencia de las paredes.

Las condiciones lumínicas en el interior del tubo producen otras diferencias estructurales en la planta, además de las descritas, y que tienen que ver con la eficiencia en la intercepción lumínica (Puértolas *et al.* 2010; Vázquez *et al.* 2014). Así, tienen un mayor

Figura 17.39. Ejemplo de problemas de estabilidad por una inadecuada gestión de los tubos protectores: planta de *Juniperus phoenicea* muy esbelta, con falta de estabilidad biomecánica, que se inclina después de una retirada anticipada del tubo (Binéfar, Huesca) (foto: J Pemán).

número de hojas, una mayor longitud foliar, una mayor área foliar, una mayor distancia de los internudos, menor número de ramas y más pequeñas y un menor ángulo foliar (Kittredge *et al.* 1992; Bellot *et al.* 2002; Leroy y Caraglio 2003; Pemán *et al.* 2010; Mariotti *et al.* 2015). La primera consecuencia de esta arquitectura pone de relieve la gran plasticidad fenotípica que tienen ciertas especies de adaptarse al ambiente lumínico en el interior del tubo y como dicha adaptación implica una gran inversión de recursos en su parte aérea. Uno de los parámetros de mayor influencia en la intercepción lumínica es el ángulo foliar, cuyo objetivo es maximizar la ganancia de carbono minimizando el tiempo de exposición de la superficie foliar a irradiancias excesivas que puedan ocasionar la fotoinhibición (Valladares y Pearcy 1998). Los ángulos foliares elevados reducen la captura de luz cuanto mayor es la altura solar, por lo que tanto al mediodía en su variación diaria, como en verano en su variación estacional, se presentan los valores mínimos. Esta reducción en plantas expuestas a altas tasas de insolación implica una reducción del riesgo de sobrecalentamiento (King 1997), una disminución de la susceptibilidad a sufrir procesos de fotoinhibición severos (Valladares y Puignaire 1999) y un aumento de la eficiencia en el uso del agua (Cowan 1982). Estas diferencias han mostrado la tendencia que tienen las plantas de luz a desarrollar estrategias estructurales de evitación de la fotoinhibición al aumentar el ángulo foliar y el área auto sombreada para así poder reducir el área foliar expuesta en las horas centrales del día. En un ensayo realizado con el programa de simulación Y-Plant, las plantas de interior del tubo mostraron un área auto sombreada significativamente mayor cuando la altura solar era máxima, gracias a su mayor número de hojas y a su menor ángulo foliar (Pemán *et al.* 2010). Los valores de área foliar expuesta en el entorno de 0,4 corresponderían con estrategias de evitación propias de arbustos siempreverdes, que tienden a sacrificar tasas altas de asimilación por mantener una capacidad productiva más dilatada en el tiempo (Valladares y Pearcy 2000). Esta arquitectura contribuye a mejorar la eficiencia en el uso de la luz (figura 17.19) (Pemán *et al.* 2010).

En cuanto al desarrollo en biomasa de la planta, hay estudios que concluyen en que el tubo invernadero favorece un aumento del peso seco (Ponder 1995), para otros no influye (Mayhead y Boothman 1997; Oliet y Jacobs 2005, 2007) y para otros, por el contrario,

supone una disminución respecto a las plantas no protegidas (Burger et. al 1997; Sharpe *et al.* 1999; del Campo *et al.* 2006). Como ya se ha indicado, la disminución de la tasa de asimilación neta que sufren las plantas protegidas podría explicar el descenso de la producción de biomasa dentro de los tubos invernadero, descenso menos acusado en los tubos ventilados por el efecto del enriquecimiento del aire en CO_2 (Dupraz y Bergez 1999; Bergez y Dupraz 2000). Además de la biomasa total, el tubo afecta al reparto de la biomasa entre sus fracciones aérea y radical. En ocasiones no se han registrado diferencias significativas en cuanto a la biomasa aérea (Ponder 1991; Burger *et al.* 1992, 1997; Svihra *et al.* 1996; Mayhead y Boothman 1997; Oroño *et al.* 2001), mientras que en otras, la ha superado entre 2 y 3 veces la del exterior (Ponder 1995; 2000) o ha sido claramente inferior (Burger *et al.* 1992; 1997). Sin embargo, la biomasa radical ha sido, en la mayoría de la ocasiones, menor en las plantas del interior del tubo (Burger *et al.* 1992, 1997; Svihra *et al.* 1996; Oroño *et al.* 2001; del Campo *et al.* 2006; Mariotti *et al.* 2015), circunstancia que concuerda con el efecto general que provoca los bajos ratios R:FR en muchas especies, sobre todo en las intolerantes a la sombra (Kozlowski 1991). No obstante, también se han registrado valores superiores en el peso seco radical (Ponder 1991, 1995) y en otros casos no ha influido en las plantas tolerantes a la sombra (Puértolas *et al.* 2010). Consecuencia de ello, el cociente Peso seco biomasa aérea/Peso seco biomasa radical, ha registrado, en la mayoría de las ocasiones, los resultados más altos. Aunque las diferencias casi siempre no son significativas, el hecho de encontrar ratios más altos en estas plantas, indica que son las menos equilibradas. Lo mismo sucede también en otros ámbitos mediterráneos (Oliet 1995).

Estas características del microclima, en los ambientes mediterráneos, sugieren que la planta confinada en el interior de un tubo invernadero en ambientes secos y cálidos podría estar sometida a unos niveles de estrés hídrico muy elevados, poniéndose en juego su supervivencia. Sin embargo, los resultados encontrados hasta la fecha ponen de manifiesto que, incluso en estas zonas, el tubo protector, perforado o no, ha mejorado o ha mantenido los valores de supervivencia (Oliet y Artero 1993; Oliet 1995; Nicolás *et al.* 1997; Navarro-Cerrillo y Martínez 1997; Oliet *et al.* 1997, Navarro-Cerrillo *et al.* 2005b; Piñeiro *et al.* 2013), siendo menos los casos en los que los efectos de su empleo hayan sido negativos (Costello *et al.* 1996; del Campo *et al.* 2008; Segura *et al.* 2014).

Todos los efectos descritos, no obstante, depende de la estación, comentados anteriormente, y de la especie, por lo que procede efectuar su análisis integrado.

Interacción microclima-especie

Frondosas mediterráneas

Se han desarrollado ensayos experimentales con tubos invernadero en diferentes especies, como *Quercus ilex* (Carreras *et al.* 1997; Nicolás *et al.* 1997; Navarro-Cerrillo *et al.* 1998; Seva *et al.* 2004; Oliet *et al.* 2003; Porras *et al.* 2004; Iglesias *et al.* 2004; Navarro-Cerrillo *et al.* 2005a; Oliet y Jacobs 2005, 2007; Bonet *et al.* 2008; del Campo *et al.* 2008; Puértolas *et al.* 2010; Ceacero *et al.* 2014; Segura *et al.* 2014; Vázquez *et al.* 2014), *Q. coccifera* (Bellot *et al.* 2002; Oliet *et al.* 2019), *Q. suber* (Navarro-Cerrillo *et al.* 1998; Oliet *et al.* 2003; Char *et al.* 2008; Mechergui *et al.* 2013; Mechergui y

Boussaidi 2018), *Q. faginea* (Fabiao y Silva 1996; Oñoro *et al.* 2001; Pemán *et al.* 2010), *Q. canariensis* (Mechergui y Boussaidi 2018; Mechergui *et al.* 2019) y otras especies arbóreas y arbustivas (Oliet *et al.* 2003; del Campo *et al.* 2008; Segura *et al.* 2014; Defaa *et al.* 2015; Oliet *et al.* 2019).

El efecto de los tubos sobre la supervivencia de estas especies ha sido variable, dependiendo de la especie y de las condiciones de establecimiento, aunque, en la mayor parte de los ensayos realizados en España referenciados previamente, se ha observado un efecto significativamente positivo o neutral sobre la supervivencia, si bien en algún caso se ha constatado un efecto negativo (Segura *et al.* 2014). En otras especies como el acebuche (*Olea europea* var. *sylvestris*), la cornicabra (*Pistacia terebinthus*) y el madroño (*Arbutus unedo*), también han mostrado efectos positivos el uso de los tubos invernadero en distintas localidades andaluzas como Almería o Sevilla, aunque en algunos casos el efecto no ha sido significativo (Oliet *et al.* 2003). En el caso del madroño en localidades valencianas el efecto ha sido negativo (Segura *et al.* 2014).

En relación al crecimiento, como norma general, todas las especies crecen más en altura desde su implantación, acentuándose este mayor crecimiento a lo largo del tiempo (Navarro-Cerrillo *et al.* 2001a; del Campo *et al.* 2008; Ceacero *et al.* 2014). Navarro-Cerrillo *et al.* (2001a) encontraron que, aunque las alturas de las plantas protegidas por los diferentes tipos de tubo por lo general no diferían significativamente, la clasificación de los tubos por los valores de altura alcanzados al segundo año de plantación demostraba que los tubos invernaderos ventilados/no ventilados promueven mayores alturas en acebuche, retama, arce, serbal y encina. En esta última especie los autores aconsejan el empleo de tubos claros ventilados o no, ya que promueven una morfología más equilibrada. En el caso de especies especialmente sensibles a la sombra, como el acebuche, la retama o el madroño, los valores bajos de radiación dentro de los tubos oscuros debilitan a la planta, no sólo aumentando la mortalidad, sino además afectando a su propio crecimiento que resulta significativamente inferior que en los tubos más claros (Navarro-Cerrillo *et al.* 2001b). El efecto de la ventilación o perforación del tubo sobre el crecimiento en altura hace que ésta, en general, se sitúe en valores intermedios entre los tubos no perforados y la planta del exterior. En relación al efecto de los tubos sobre el diámetro de la base del tallo, se observa que las frondosas mediterráneas protegidas por tubos desarrollan un diámetro menor en la mayoría de los casos, especialmente si se trata de tubos oscuros, mientras que el comportamiento dentro de tubos claros de las diferentes especies es desigual (Oliet *et al.* 2003; West *et al.* 1999; del Campo *et al.* 2008). Así el alcornoque, la encina, el madroño y la cornicabra presentan diámetros mayores en el exterior, aunque en localidades más exigentes, el acebuche, la retama y la encina pueden presentar valores máximos en los tubos claros (Navarro-Cerrillo *et al.* 2001a). En relación a la esbeltez sí es posible establecer pautas de comportamiento bastante claras, los tubos más oscuros o de color verde son los que generan plantas más esbeltas (Navarro-Cerrillo *et al.* 2001a). Los tubos marrones traslucidos, tipo Fortetub y Tubex 60, dan valores de esbeltez intermedios, y los tubos claros perforados son los que proporcionan plantas menos esbeltas, con unos valores por lo general intermedios entre la protección y el testigo (Navarro-Cerrillo *et al.* 2001a). En cualquier caso, se ha comprobado un efecto beneficioso en cuanto conformación del árbol se refiere, en aquellas especies con tendencia a un crecimiento sin dominancia apical, con portes irregulares, como es frecuente en el alcornoque (Navarro-Cerrillo *et al.* 2001a) (figura 17.40).

Quercus suber en tubo perforado en la parte inferior con un gran crecimiento en altura y una marcada dominancia apical.

Quercus suber que presenta un claro ahilamiento y brotes de ramas laterales saliendo por los orificios de ventilación del tubo.

Figura 17.40. Efectos positivo y negativo del tubo en plantas establecidas en una repoblación en Santa Coloma de Farnes (Girona) (foto: J Pemán).

En relación al comportamiento comparado de las mismas especies en diferentes localizaciones, puede decirse que, en el caso de la encina, su respuesta en supervivencia es bastante homogénea, viéndose beneficiadas por los tubos traslucidos ventilados (Navarro-Cerrillo *et al.* 2001a; del Campo *et al.* 2008). No obstante, Segura *et al.* (2014), en un meta-análisis realizado con numerosas repoblaciones en el Levante, no encontraron efectos importantes del tubo en esta especie, sino más bien una tendencia negativa con su presencia que se acentúa al repoblar bajo estrato arbóreo (figura 17.41). Por el contrario, Navarro-Cerrillo *et al.* (2001a) en relación también con la supervivencia, encontraron una marcada diferencia entre la supervivencia de las plantas no protegidas y las protegidas según la localización del ensayo; así, en localidades muy extremas la diferencia entre los valores de supervivencia entre la planta protegida y no protegida son muy marcados (>30%), mientras que en localidades más favorables, las diferencias son menores (<20%).

De un estudio multiespecie y multitubo realizado en ambiente mediterráneo se pueden extraer las siguientes conclusiones para algunas de las especies ensayadas (Navarro-Cerrillo *et al.* 2001b; Navarro-Cerrillo *et al.* 2001a; Oliet *et al.* 2003):

- El alcornoque, presenta valores de supervivencia con tubo similares a la encina o incluso algo más favorables, de modo que las recomendaciones son las mismas que para esta especie (Navarro-Cerrillo *et al.* 2001a). En cuanto al crecimiento en altura, dada la rapidez del mismo en esta especie, posiblemente le haga menos sensible al tipo de tubo utilizado, siempre y cuando no se produzca un ahilamiento excesivo. Parece, por tanto, aconsejable el uso de tubos invernadero en

Figura 17.41. Repoblación de encina con tubo invernadero bajo cubierta de *Pinus halepensis* (foto: J Pemán).

repoblaciones de alcornoque, en particular tubos perforados en las localizaciones de mayores limitaciones hídricas, y siendo indiferente a la perforación en el resto de las localizaciones.

- El madroño representa una especie muy prometedora en repoblaciones, particularmente de restauración. El empleo de tubos invernadero ha supuesto una mejora de los resultados en relación al testigo en algunos ensayos (Navarro-Cerrillo *et al.* 2001a), por lo que su empleo podría justificarse en esas condiciones (Fintubo y Túbex 60). Por el contrario, también se han registrado recientemente efectos negativos del tubo en la supervivencia de la especie en la zona levantina (Segura *et al.* 2014). Como ocurre con otras especies hay que evitar específicamente los tubos más oscuros, ya que implican pérdidas importantes de supervivencia, así como crecimientos inadecuados.
- La cornicabra presenta unos valores de supervivencia final prometedores, análogos a otras especies empleadas ya en repoblación. Los tubos resultan beneficiosos en cuanto a supervivencia, siendo recomendables los tubos ventilados.
- La retama responde negativamente al uso de tubos, en particular en términos de supervivencia para los tubos más oscuros, siendo más indiferente al resto de los tubos, ya que no se aprecian grandes diferencias en la respuesta al crecimiento.
- Algo parecido ocurre con el acebuche, aunque en este caso la protección con la familia de tubos claros mejora la supervivencia, debiéndose evitar tubos oscuros, perforados o no. La mejora de la supervivencia de la coscoja con el tubo protector también ha sido registrada (del Campo *et al.* 2008).

Frondosas de montaña

En el caso de las frondosas de montaña el número de ensayos disponibles es mucho menor, aunque hay trabajos para especies como el arce (*Acer granatense*), serbal (*Sorbus domestica*), fresno (*Fraxinus angustifolia*), almez (*Celtis australis*), sanguino (*Cornus sanguinea*) (Navarro-Cerrillo *et al.* 2001b; del Campo *et al.* 2008) o *Betula alba, Castanea sativa, Celtis australis, Fraxinus angustifolia, Populus tremula, Quercus pyrenaica, Salix atrocinerea, Salix salviifolia y Sorbus aucuparia* (Romero y Aramburu 2005). Fuera de España también se ha utilizado con *Prunus avium* (Frearson y Weiss

1987; Bergez y Dupraz 1997, 2000; Hammatt 1998; Dupraz y Bergez 1999), *Juglans nigra* (Ponder 1991) y con otras especies como *Quercus petraea*, *Acer rubrum*, *Quercus rubra*, *Fraxinus* spp. o *Acer pseudoplatanus*.

Al igual que se ha observado en el caso de frondosas mediterráneas, el empleo de tubos protectores suele mejorar el crecimiento en altura frente al crecimiento diametral (West *et al.* 1999) y suele suponer una mejora significativa de la supervivencia en la mayoría de las especies o, al menos, no la empeora como sucede en las especies heliófilas de zonas más cálidas. La causa del efecto beneficioso del tubo puede encontrarse en la mejora de las condiciones microclimáticas, en particular el incremento de la estación de crecimiento, y la modulación de la radiación, lo cual es importante para especies más propias de hábitats esciófilos y nemorales como estas. Navarro-Cerrillo *et al.* (2001b) encontraron que estas especies de temperamento más delicado muestran una respuesta más favorable a los tubos perforados o ventilados de color claro.

El arce resulta beneficiado por el empleo de tubo protector, lo que mejora significativamente la supervivencia en relación con las plantas no protegidas, recomendándose la utilización de tubos de color claro (Navarro-Cerrillo *et al.* 2001b). Resultados similares obtuvieron estos autores con el serbal. Este estudio igualmente detectó que los tubos invernadero promueven mayores alturas independientemente de su ventilación y transparencia, posiblemente por el temperamento más tolerante de estas especies. En cualquier caso, parece confirmado el efecto beneficioso en cuanto conformación del árbol se refiere, en aquellas especies con tendencia a un crecimiento sin dominancia apical, con portes irregulares, como es frecuente en algunas especies de montaña (figura 17.42).

Tubo protector de una planta de *Acer granatense* (foto: A del Campo).

Planta de *Prunus avium* con tubo protector, después de un período vegetativo en monte (foto: J Pemán).

Figura 17.42. Ejemplos de uso de tubos protectores para frondosas.

En *Juglans nigra* se han utilizado con frecuencia los tubos invernadero (Ponder 1991; Sharew y Hairston-Strang 2005) con objeto de proteger la planta frente a los herbívoros y mejorar las condiciones de arraigo y el crecimiento de la misma los primeros años. La utilización del tubo invernadero ha supuesto un aumento del crecimiento en altura que se mantiene al menos durante los primeros cuatro años, pero no ha influido en el crecimiento en diámetro al cuello de la raíz. En condiciones españolas hay poca experiencia al respecto, también se han utilizado protectores en *J. nigra,* por analogía con las plantaciones de EE.UU, pero con éxitos desiguales. Dadas las condiciones climáticas de las áreas donde suele plantarse el nogal no es imprescindible el uso de tubos invernadero para favorecer el crecimiento (Aletà y Vilanova 2012).

Coníferas mediterráneas

Los tubos invernadero se han utilizado, también, con coníferas mediterráneas como *Pinus halepensis* (Oliet *et al.* 2000; Oliet *et al.* 2003; Cabanillas y Notivol 2005; Bonet *et al.* 2008; del Campo *et al.* 2008; Puértolas *et al.* 2010; Pemán *et al.* 2011; Segura *et al.* 2014; Vázquez *et al.* 2014), *P. pinea* (Oliet *et al.* 2003; Segura *et al.* 2014), *P. pinaster* (del Campo *et al.* 2008) o *Juniperus thurifera* (Jiménez *et al.* 2005).

En contraste con las frondosas, el uso de tubos puede no suponer una mejora de la supervivencia para varias especies de coníferas mediterráneas (*Pinus halepensis, P. pinaster, P. pinea*), pues hay evidencias que registran un efecto adverso (Cabanillas y Notivol 2005; Jiménez *et al.* 2005; Pemán *et al.* 2011; Segura *et al.* 2014). La razón principal puede deberse al menor crecimiento radical durante la estación húmeda que experimentan este tipo de especies y que tiene su origen en la poca transmisividad de la radiación de las paredes del tubo (Puértolas *et al.* 2010), razón por la cual estos autores proponer revisar el diseño y especialmente la transmisividad de los tubos protectores actualmente en el mercado para este grupo de especies (figura 17.43).

No obstante, también hay estudios que demuestran el efecto positivo sobre la supervivencia de *Pinus halepensis* en forestación de tierras agrarias (Bonet *et al.* 2008; del Campo *et al.* 2008). Parece por tanto, que la adversidad edafoclimática de la estación puede decidir el efecto del tubo sobre esta especie y otras con temperamento y autoecología similar. En zonas templadas y con afloramientos generalizados de roca madre, el desarrollo radical durante la estación húmeda debe ser profuso y abundante como para permitir al brinzal encontrar grietas y fisuras donde poder garantizarse un mínimo de humedad cara a la estación seca. Cualquier merma en la actividad radical como la causada por los tubos es por tanto perjudicial. Por el contrario, en suelos más desarrollados y con menor demanda atmosférica, este desarrollo del sistema radical no es tan crítico pues para el brinzal resulta más fácil profundizar en el suelo.

En cuanto al crecimiento en altura se observa que el uso de tubos afecta favorablemente a esta variable, aunque parece relativamente indiferente al tipo de ventilación en el tubo (figura 17.44). En lo que concierne a los diámetros, también se observa un comportamiento significativamente diferente entre tubos y testigo. El diámetro del control es mayor que el de las plantas protegidas en todos los casos, tanto para los tubos ventilados como para lo no ventilados. Todo apunta a que se mantenga esta tendencia, al menos hasta que la planta sobresalga del tubo, momento este en el que probablemente comience a haber un

Marra de *Pinus halepensis* producida en un tubo de coloración marrón.

Tubo translucido que permite una mayor radiación y puede favorecer la instalación de las coníferas heliófilas.

Figura 17.43. Tubos con diferente transmisividad de la radiación (fotos: A del Campo).

incremento del crecimiento en diámetro en las plantas protegidas que aproxime sus valores a las no protegidas. En cuanto a la esbeltez, como era de esperar en base a las mediciones realizadas en altura y diámetro, los pinos más esbeltos son los que crecen dentro del tubo (Navarro-Cerrillo *et al.* 2001a; Bonet *et al.* 2008). Se ha comprobado experimentalmente que el uso de tubos transparentes mejora la supervivencia y genera una planta de pino carrasco menos esbelta, más contenida en altura y más vestida en acículas que las plantas vecinas en tubos convencionales (del Campo, datos no publicados).

Pinus pinea, al igual que lo comentado en pino carrasco, presenta un comportamiento diferente según la localización, aunque el efecto en la supervivencia es bajo. En el resto de las variables de respuesta (crecimiento en altura y diámetro), aunque existen pequeñas diferencias entre los tratamientos empleados y el testigo, dados los buenos comportamientos del pino piñonero en estas localizaciones, no parece necesario emplear ninguno de los tratamientos de protección (Oliet *et al.* 2003).

Coníferas de montaña

En general son aplicables los mismos criterios citados anteriormente. Para las especies de temperamento más robusto como *Pinus sylvestris* o *Juniperus* spp., los tubos deben ser lo más claros posible y ventilados, para favorecer el desarrollo radical al máximo. Esto debe ser tanto más importante cuanto más desfavorable sea la estación a repoblar en términos de demanda hídrica atmosférica y profundidad edáfica. Es frecuente que este grupo de especies se usen en hábitats que, por efecto del calentamiento global, empiecen a tener cierta marginalidad (mayor frecuencia y duración de la sequía estival, mayor irregularidad de precipitaciones y, sobre todo, mayor termicidad). En estos casos

Planta de *Pinus halepensis* en tubo malla en su segundo período vegetativo en el monte (la Granja d'Escarp, Lleida).

Planta de *Juniperus thurifera* en un tubo marrón oscuro en una repoblación en Huéscar (Granada).

Planta de *Pinus pinea* en tubo marrón oscuro en una repoblación en Huelva.

Figura 17.44. Ejemplos de uso de protectores en repoblaciones con coníferas (fotos: J Pemán).

es evidente el efecto beneficioso que, teóricamente, debe aportar el protector, si bien no existen estudios contrastados. En el caso del pino laricio (*Pinus nigra*), emplear tubos invernadero no mejora la supervivencia, aunque proteger la planta con tubo ventilado incrementa significativamente la altura alcanzada (figura 17.45).

4.3.3. Elección del tubo y recomendaciones de uso

El uso del tubo invernadero en la repoblación debe quedar justificado por la necesidad de mejorar la condiciones microclimáticas alrededor de la planta con el objetivo de alcanzar unas mejores expectativas de germinación, supervivencia o crecimiento. Esta mejora en las expectativas dependerá del tipo de estación y de la especie a utilizar. Como ha quedado indicado anteriormente, el uso de estos tubos no está justificado para su empleo con las coníferas, sobre todo, las mediterráneas. Si sólo se pretende una protección física deberá elegirse entre la amplia gama de protectores que cumplen dicha función. Para la elección del tubo se hacen las siguientes consideraciones:

- El material deberá ser plástico, preferentemente polipropileno, con doble capa, para un mayor aislamiento, y que sean flexibles para que facilite su manejo y posterior degradación. El tratamiento con estabilizadores para evitar la fotodegradación debe garantizar un mínimo de 3 años.
- El color dependerá de la especie. En las especies intolerantes a la sombra deben utilizarse los tubos más claros o transparentes, mientras que en las especies más tolerantes pueden utilizarse más oscuros evitando, siempre, aquellos que no garanticen una transmitancia mínima entre el 40 (Vázquez *et al.* 2014) y el 50% de la radiación recibida.

Figura 17.45. Repoblación con *Pinus nigra* con tubo marrón liso de 60 cm de altura en Medinaceli (Soria) (foto: J. Pemán).

- Ventilación. En ambientes semiáridos deben emplearse tubos con ventilación, preferiblemente los denominados tubo malla. También se recomienda el uso de tubos ventilados en los tubos de altura superior a 120 cm, donde es previsible que la planta esté en el mismo varios periodos vegetativos. El tipo de ventilación, mayor o menor dependerá del riesgo de alcanzar elevadas temperaturas en el interior del mismo. En el caso de su uso en siembras, donde un posible predador sean los roedores, deben evitarse los orificios de ventilación grandes. En ambientes más frescos, mediterráneos de montaña o atlánticos, pueden utilizarse tubos lisos.
- Altura. La altura del tubo debe ser la adecuada según el tipo de daño que se prevé, y también debe adecuarse el tipo de tutor, debiendo ser más resistentes a mayor tamaño de la fauna cinegética o doméstica (por ejemplo, para ganado bovino el tutor ha de ser de al menos 50 mm de diámetro). Todos los modelos de altura superior a 60 cm llevarán tutor y si la altura es inferior a este valor en zonas de fuertes vientos o presencia abundante de ganado doméstico o fauna silvestre que pueda derribar el tubo. La abrazadera que sujete el tutor debe ser fácil de abrir, para permitir la reposición de marras en caso de que se necesite. Los tutores se clavarán, al menos, 20 cm en el suelo y no deben sobresalir por encima del tubo para evitar daños en la planta. En suelos pedregosos y/o ventosos, la estabilidad del tutor (y por ende del protector) suele dar problemas (figura 17.46)
- Abocardado del extremo superior. Los tubos tendrán su extremo superior abocardado para evitar daños por abrasión en el tallo.
- Tipo de montaje. Los tubos deberán ser preferiblemente cerrados en caso de prever predación por roedores.
- Línea de rotura. Deben de disponer de una línea de auto apertura o rotura para evitar que puedan suponer alguna restricción al crecimiento secundario de los árboles.

Con carácter general, los tubos invernadero no deben retirarse hasta que la planta esté suficientemente desarrollada como para mantenerse biomecánicamente estable sin ayuda del tutor. Si el plástico no se degrada, y ha dejado de tener efecto el tubo conviene retirarlo o eliminar los restos una vez garantizado el establecimiento, para evitar daños en el crecimiento de la planta y su visualización. En cuanto a su colocación deben seguirse las recomendaciones recogidas en el capítulo 15.

Para que la finalidad perseguida con el uso de los tubos invernadero se mantenga en el tiempo debe realizarse un mantenimiento periódico de los mismos para comprobar que no se han descalzado o se han abierto (figura 17.46).

El descalce de los tubos con tutor es menos frecuente cuando el tutor está fijado a la pared del tubo, lo que hace más difícil que el tubo bascule por el viento. Cuando sólo tienen una abrazadera de sujeción es más frecuente que produzca el giro y su basculamiento. Esto puede provocar deformaciones en la planta que comprometan su viabilidad a medio plazo. Así, una planta que había sobrevivido al trasplante puede no ser viable unos años después por un mal manejo del tubo.

Tubo sobre suelo pedregoso que se ha descalzado (foto: A del Campo).

Tubo sin tutor y con aporcado insuficiente que se ha tumbado por efecto del viento o de la fauna salvaje (foto: J Pemán).

Tubo descalzado que está limitando el desarrollo de la planta de *Quercus suber* de su interior (foto: J Pemán).

Figura 17.46. Ejemplo de repoblaciones en las que no se ha efectuado un manteniendo posterior de la disposición de los tubo, que han causado perjuicio al desarrollo de las plantas.

BIBLIOGRAFÍA

3tres3 (2011) Introducción a las cercas eléctricas. hhttps://www.pig333.com/3tres3_common/tienda/doc/1043_Pastores_3tres3.pdfttps://www.3tres3.com/instalaciones/articulos/. Accessed 4 nov 2019

AENOR (2006) UNE EN 60335-2-76 Aparatos electromésticos y análogos. Seguridad. Parte 2-76: Requisitos paraticulares para electrificadores de cercas. Asociación Española de Normalización, Madrid

AENOR (2008) UNE EN 60335-2-76:2006/A11. Aparatos electromésticos y análogos. Seguridad. Parte 2-76: Requisitos particulares para electrificadores de cercas. Asociación Española de Normalización, Madrid

AENOR (2011) UNE EN 60335-2-76:2005/A12 Aparatos electromésticos y análogos. Seguridad. Parte 2-76: Requisitos particulares para electrificadores de cercas. Asociación Española de Normalización, Madrid

Aletà N, Vilanova A (2012) Juglans spp. En: Pemán J, Navarro-Cerrillo R, Nicolás JL, *et al*. (eds) Producción y manejo semillas y plantas Forestales. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid, pp 606–631

Balbuena E, Doncel E (2001) Estado de las densificaciones de arbolado realizadas con Encina (Quercus ilex L .) y Alcornoque (Quercus suber L .) en Extremaduea en el periodo 1994-2000. Montes 55:19–30.

Bellot J, de Urbina JMO, Bonet A, Sanchez JR (2002) The effects of tree shelters on the growth of Quercus coccifera L. seedlings in a semiarid environment. Forestry 75 (1):89–106

Bergez J (1993) Influence de protections individuelles à effet de serre sur la croisance de jeunes arbres. Interprétations physiologiques et perspectives d'améloration des protections. Université Montpellier II

Bergez J, Dupraz C (1997) Transpiration rate of Prunus avium L. seedlings inside an unventilated treeshelter. For Ecol Manag 97:255–264

Bergez J, Dupraz C (2000) Effect of ventilation on growth of Prunus avium seedlings grown in treeshelters. Agric For Meteorol 104:199–214

Blanco de Pablos A (1996) Estudio microclimático de los tubos protectores empleados en repoblación forestal. Efecto en la superviviencia y desarrollo. En: Comunicaciones Técnicas Vol 2, III Congreso Nacional de Medio Ambiente, Madrid

Bonet J, Abril J, Pemán J (2008) Un ejemplo de utilización de Pinus halepensis y Quercus ilex subsp. ballota con tubos invernadero en la restauración de zonas semiáridas. Cuad Soc Esp Cien For 28:131–136

Burger D, Forister GW, Gross R (1997) Short and long-term effects of treeshelters on the root and stem growth of ornamental trees. J Arboric 23 (2): 49–56

Burger D, Forister GW, Kiehl PA (1996) Height, caliper growth, and biomass response of ten shade tree species to tree shelters. J Arboric 22(4):161-166

Burger D, Svihra P, Harris R (1992) Treeshelters use in producing container grown trees. Hort Sci 27: 30–32

Cabanillas A, Notivol E (2005) Dos experiencias de plantación de Pinus halepensis con tubo protector en zonas de clima mediterráneo genuino del valle del Ebro. En: IV Congreso Forestal Español 2, SECF, Zaragoza.

Carreras C, Sánchez-Hoyos J, Reche P, Herrero D, Navarro A, Navío JJ (1997) Siembras profundas con ayuda de tubos protectores. Resultados de ensayos comparativos de siembras y plantaciones bajo condiciones áridas en Vélez-Rubio. En: II Congreso Forestal Español, SECF, Pamplona

Ceacero CJ, Díaz-Hernández JL, del Campo A, Navarro-Cerrillo RM (2012a) Interactions between soil gravel content and neighboring vegetation control management in oak seedling establishment success in Mediterranean environments. For Ecol Manag 271:10–18

Ceacero CJ, Díaz-Hernández JL, del Campo AD, Navarro-Cerrillo RM (2012b) Evaluación temprana de técnicas de restauración forestal mediante fluorescencia de la clorofila y diagnóstico de vitalidad de brinzales de encina (Quercus ilex sub ballota). Bosque 33(2):191–202

Ceacero CJ, Navarro-Cerrillo RM, Díaz-Hernández JL, del Campo AD (2014) Is tree shelter protection an effective complement to weed competition management in improving the morpho-physiological response of holm oak planted seedlings? iForest 7(1):289–299

Chaar H, Mechergui T, Khouaja Habib A (2008) Effects of tree shelters and polyethylene mulch sheets on survival and growth of cork oak (Quercus suber L.) seedlings planted in northwestern Tunisia. For Ecol Manag 256 (4):722–731

Costa L, Saez de Buruaga M (1994) Impacto del escodado por cervidos en la vegetación forestal de la montaña cantábrica meridional (España). Investig Agrar Sist y Recur For 3:183–198

Costello LR, Peters A, Giusti G (1996) An evaluation of treeshelter effects on plant survival and growth in a mediterranean climate. J Arboric 22(1):1–9

Cowan I (1982) Regulation of water use in relation to carbon gain in higher plants. En: Lange L (ed) Physiol Plant Ecol. 11. Springer-Verlag, Berlin, pp 589–612

Defaa C, Elantry S, El Alam SL, Achour A, El Mousadik A, Msanda F (2015) Effects of tree shelters on the survival and growth of Argania spinosa seedlings in Mediterranean arid environment. Int J Ecol. 124075:6

del Campo AD, Navarro-Cerrillo RM, Aguilella A, González E (2006) Effect of tree shelter design on water condensation and run-off and its potential benefit for reforestation establishment in semiarid climates. For Ecol Manag 235:107–115

del Campo AD, Navarro-Cerrillo RM, Aguilella A, Flors J (2008) Influencia microclimática del diseño del tubo protector y respuesta de diez especies forestales al tubo ventilado. Cuad Soc Esp Cienc For 28:81–87

DOE (2013) DECRETO 226/2013, de 3 de diciembre, por el que se regulan las condiciones para la instalación, modificación y reposición de los cerramientos cinegéticos y no cinegéticos en la Comunidad Autónoma de Extremadura

Duerden CE, Jenkins T, Evans H, Gwynn-Jones D (2017) Survival, height and tree stability responses of Quercus petraea, two decades after the introduction of different tree shelter types. Q J Forest 111(1):26–31

Dupraz C (1997) Greenhouse effect shelters for seedlings. Part 2: Increasing their efficiency by optimized ventilation and greater light exposure. Revue Forestiere Francaise 49:519–530

Dupraz C, Bergez J (1999) Carbon dioxide limitation of the photosynthesis of Prunus avium L. seedlings inside an unventilated treeshelter. For Ecol Manag 119: 89–97

Fabiao A, Silva I (1996) Effect of individual tree shelters on early survival and growth of a Quercus faginea plantation. Ann Ist Sper Selvic 27:77–82

Frearson K, Weiss N (1987) Improved growth rates within treeshelters. Quaterly J For 81:184-187

Gandía R, Alegría R, Plaza J (2009) Resultados de ayudas a la regeneración artificial en los arenales de la cuenca del Adaja, comarca de Arévalo, Ávila. En: V Congreso Forestal Español, SECF, Ávila

Gerhold HD (1999) Species differ in responses to tree shelters. J Arboric 25 (2):76–80.

Gillespie A, Rathfon R, Myers R (1996) Rehabiliting a young nothern red oak planting with tree shelters. North J App For 13:24–29

Grupo Tragsa (2019) Tarifas. En: Tragsa. http://www.tragsa.es/es/el-grupo/regimen-juridico/Paginas/tarifas.aspx

Hammatt N (1998) Influence of tree shelters, irrigation and branch pruning on early field performance of micropropagated wild cherry cv. F12/1. New For 15:261–269

Harris R (1989) Arboriculture: world glimpses and ideas. J Arboric 15:62–66

Hodge S, Pepper H (1998) The prevention of mammal damage to trees in woodland. Forestry Commission, Edinburgh

Iglesias A (2004) Repoblaciones con Quercus ilex L. en zonas degradadas de la provincial de Ávila. Técnicas para mejorar su supervivencia. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.

IONAPEL (2001) Introducción a las cercas eléctricas. In: ION Apl. electrónicas. https://www.ionapel.com/instalacion_cerca.html. Accessed 4 nov 2019

Jiménez MN, Navarro FB, Ripoll MA, Bocio I, De Simon E (2005) Effect of shelter tubes on establishment and growth of Juniperus thurifera L . (Cupressaceae) seedlings in Mediterranean semi-arid environment. Ann For Sci 62:717–725

Jones R, Chappelka A, West D (1996) Use of plastic shelters for low-cost establishment of street trees. South J App For 20:85–89

Junta de Extremadura (2019) Tarifas precios forestales. In: http://extremambiente.gobex.es/index.php?option=com_content&view=article&id=3311&Itemid=278

Kerr G (1995) The use of treeshelters. Forestry Commission, Edinburgh

King D (1997) The functional significance of leaf angle in Eucalyptus. Aust J Bot 45:619–639

Kittredge D, Kelty M, Ashton P (1992) Use of tree shelters with Northern red oak natural regeneration in southern New England. North J App For 9:141–145

Kjelgren R, Cleveland B, Fouth M (1994) Establishment of white oak seedlings with three post-plant handling methods on deep-tilled minesoil during reclamation. J Environm Hort 12(2):100-103

Kjelgren R, Montague DT, Rupp LA (1997) Establishment in treeshelters II: effect of shelter color on gas exchange and hardiness. Hortscience 32(7):1284–1287

Kjelgren R, Rupp LA (1997) Establishment in treeshelters I: shelters reduce growth, water use, and hardiness, but not drought avoidance. Hortscience 32(7):1281–1283

Kozlowski T, Kramer P, Pallardy S (1991) The physiological ecology of woody plants. Academic Press, San Diego

Leroy C, Caraglio Y (2003) Effect of tube shelters on the growth of young Turkish pines (Pinus brutia Ten., Pinaceae). Ann For Sci 60:549–556

Mariotti B, Maltoni A, Jacobs DF, Tani A (2015) Tree shelters affect shoot and root system growth and structure in Quercus robur during regeneration establishment. Eur J Forest Res 134:641–652

Mayhead GJ, Jenkins A (1992) Growth of young Sitka spruce (Picea sitchensis Bong.) and the effect of simulated browsing, staking and treeshelters. Forestry 65:453–462

Mayhead GJ, Jones D (1991) Carbon dioxide concentrations within tree shelters. Quaterly J For 85(4):228–232

Mayhead GJ, Boothman IR (1997) The effect of treeshelter height on the early growth of sessile oak (Quercus petraea (Matt.) Liebl .). Forestry 70: 1991–1996

Mechergui T, Boussaidi N (2018) Artificial regeneration of cork oak and zeen oak: effects of mulching and tree shelters on establishment and seedlings growth. J New Sci 50 (1):3002–3014

Mechergui T, Pardos M, Boussaidi N, Jacobs DF (2013) Development of cork oak (Quercus suber L.) seedlings in response to tree shelters and mulching in northwestern Tunisia. J For Res 24:193–204

Mechergui T, Pardos M, Jacobs DF (2019) Influence of mulching and tree shelters on 4-year survival and growth of zeen oak (Quercus canariensis) seedlings. J For Res 30:129–141

Moreno A, Rodriguez C, Ferrandis P, de las Heras J (2001) Impacto del escodado del ciervo (Cervus elaphus) sobre la cornicabra (Pistacia terebinthus L .) en « Quintos de Mora » (Los Yébenes , Toledo). Investig Agrar Sist y Recur For 10:81–94

Mundet R, Capó J (2012) Guia per a la classificació de la fusta en peu. Consorci Forestal de Catalunya, Barcelona

Navarro-Cerrillo RM, Fragueiro B, Ceacero C, Del Campo A, De Prado R (2005a) Establishment of Quercus ilex L. subsp. ballota [Desf.] Samp. using different weed control strategies in Southern Spain. Ecol Eng 25:332–342

Navarro-Cerrillo RM, Martínez Suárez A (1996) Las marras producidas por ausencia de cuidados culturales. Cuad Soc Esp Cienc For 4:43–57

Navarro-Cerrillo RM, Martínez Suárez A (1997) Supervivencia y crecimiento de encina (Quercus ilex) y alcornoque (Quercus suber) utilizando seis tipos de tubos invernadero. En: II Congreso Forestal Español, Mesa 3, SECF, Pamplona, pp 437–442

Navarro-Cerrillo RM, Martínez A, Guzmán R (1998) Respuesta sobre la supervivencia y el crecimiento de encina y alcornoque en el Andévalo (Huelva) utilizando seis tipos diferentes de tubos protectores. En: El uso de tubos invernadero en trabajos de reforestación de tierras agrarias: análisis de algunos ensayos. Consejería de Agricultura y Pesca, pp 9-39

Navarro-Cerrillo RM, Moreno J, Parra M, Guzmán R (2005b) Utilización de tubos invernadero, mulch plástico y polimeros en el establecimiento de encina y acebuche en el semiárido almeriense. ITEA 101 (2):129–144

Navarro-Cerrillo RM, Oliet J, Contreras O (2001a) El uso de tubos protectores con cuatro especies forestales en Andalucía occidental: Supervivencia y crecimiento. En: S.E.C.F-Junta de Andalucía (eds.), Actas del 3º Congreso Forestal Español-Montes para la Sociedad del nuevo milenio: Mesa 3, pp 916–922

Navarro-Cerrillo RM, Oliet J, Contreras O (2001b). El uso de tubos protectores con cuatro especies forestales en Andalucía occidental: estudio microclimático. En: S.E.C.F-Junta de Andalucía (eds.), Actas del 3º Congreso Forestal Español-Montes para la Sociedad del nuevo milenio: Mesa 3, pp 839–845

Navarro-Cerrillo R, Zaragoza C (2001) Uso de herbicidas en el mantenimiento del suelo en repoblaciones forestales. En: Prado de R, Jorrin J (eds) Uso de herbicidas em la Agricultura del siglo XXI. Universidad de Córdoba, pp 197–218

Nicolás JL, Domínguez-Lerena S, Herrero-Sierra N, Villar-Salvador P (1997) Plantación y siembra de Quercus ilex L. Efectos de la preparación del terreno y de la utilización de protectores en la supervivencia de plantas. En: II Congreso Forestal Hispano-Luso. SECF y Gobierno de Navarra, Pamplona, pp. 449–454

Oliet J (1995) Influencia de la fertilización en vivero sobre la calidad de la planta y la supervivencia en campo de varias especies forestales. Universidad de Córdoba

Oliet J, Artero F (1993) Estudio del desarrollo y la supervivencia en zonas áridas del repoblado protegido mediante tubos protectores. En: I Congreso Forestal Español, SECF, Pontevedra

Oliet JA, Blasco R, Valenzuela P, Melero M (2019) Should we use meshes or solid tube shelters when planting in Mediterranean semiarid environments?. New For 50:267–282

Oliet JA, Jacobs D (2005) Efecto de los tubos protectores sobre la respuesta de la encina durante el primer establecimiento bajo dos regímenes de humedad. II Crecimiento y distribución de biomasa. En: IV Congreso Forestal Español, SECF, Ávila

Oliet JA, Jacobs DF (2007) Microclimatic conditions and plant morphophysiological development within a tree shelter environment during establishment of Quercus ilex seedlings. Agric For Met 144:58–72

Oliet J, Navarro-Cerrillo R, Contreras O. (2003) Evaluación de la aplicación de tubos y mejoradores en repoblaciones forestales. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla

Oliet JA, Planelles R, López M, Artero F (2000) Efecto de la fertilización en vivero y del uso de protectores en plantación sobre la supervivencia y el crecimiento durante seis años de una repoblación de Pinus halepensis Mill. Cuad Soc Esp Cienc For 10:69-77

Oliet J, Planelles R, López-Arias M, Artero F, González de Chaves M (1997) Influencia de los sistemas de protección en la humedad del suelo y en la respuesta en plantación de pino carrasco en el semiárido almeriense. En: II Congreso Forestal Español, SECF, Pamplona, pp 467–472

Oñoro F, Villar-Salvador P, Dominguez-Lerena S, Nicolás JL, Peñuelas JL (2001) Influencia de la siembra y plantación con dos tipos de tubos protectores en el desarrollo de una repoblación de Quercus faginea Lam. En: III Congreso Forestal Español, SECF, Granada

Orueta J, Fandos P (1995) Análisis de la selección de escodaderos por parte del ciervo (Cervus elaphus L.) en ambiente mediterraneo. Ecología 9: 395-401

Pemán J (2006) Aspectos técnicos del empleo de la encina y los tubos invernadero en repoblaciones forestales. Universidad de Lleida

Pemán J, Gil-Pelegrín E (2006) Los tubos protectores. Forestación de tierras agrícolas. En. Contribución a la fijación carbono y al uso Racional de la tierra. MAPA, Madrid, pp 334–345

Pemán J, Gil-Pelegrín E, Valladares F, Peguero-Pina JJ (2010) Evaluation of unventilated treeshelters in the context of Mediterranean climate: Insights from a study on Quercus faginea seedlings assessed with a 3D architectural plant model. Ecol Eng 36:517–526

Pemán J, Latorre B, Ocaña L, Lario F (2011) Use of Pinus halepensis in restoration of semiarid burned area of the Ebro Valley. En: IUFRO (ed) Restoring For. Adv. Tech. teory. IUFRO, Madrid, p 50

Piñeiro J, Maestre FT, Bartolome L, Valdecantos A (2013) Ecotechnology as a tool for restoring degraded drylands: a meta-analysis of field experiments. Ecol Eng 61:133–144

Ponder F (1991) Growth of balck walnut seedlings protected by treshelters. Annu Rep Nothern Grow Assoc 82:170–174

Ponder F (1995) Shoot and root growth on northern red oak planted in forest openings and protected by tree shelters. North J App For 12: 36–42

Porras CJ, Brun P, Copete J, Pérez R (2004) Experiencia de regeneración del encinar en la Sierra norte de Sevilla. Cuad Soc Esp Cienc For 17:223–226

Potter MJ (1991) Treeshelters. Forestry Comission Handbook 7. HMSO, London

Puértolas J, Oliet JA, Jacobs DF, Benito LF, Peñuelas JL (2010) Is light the key factor for success of tube shelters in forest restoration plantings under Mediterranean climates? For Ecol Manag 260:610–617

Rodríguez-Sánchez F, Luque-Oliva V, Jurado V (2018) Impactos de la herbivoría por ungulados en las comunidades de plantas leñosas del Parque Natural Los Alcornocales. Almoraima Rev Estud Campogibraltareños 49:251–263

Romero A, Aramburu M (2005) Estudio comparado de la repoblación forestal mediante la técnica de siembra profunda superficial frente a otras de plantación y siembra. En: IV Congreso Forestal Español, SECF, Zaragoza

Segura G, Hermoso J, Rodán M, del Campo AD, Garía-Post R (2014) Evaluación del efecto del tubo protector en el establecimiento de repoblaciones multiespecíficas. En: I Congreso Forestal Valencia. Universitat de València, Alcublas, pp 148–157

Seva J, Valdecantos A, Cortina J, Vallejo R (2004) Diferentes técnicas de introducción de Quercus ilex subsp. ballota en zonas degradadas de la Comunidad Valenciana. Cuad Soc Esp Cienc For 17:233–238

Sharew H, Hairston-Strang A (2005) A comparison of seedling growth and light transmission among tree shelters. North J Appl For 22 (2):102–110

Sharpe W, Swistock B, Mecum K, Demchik M (1999) Greenhouse and field growth of nothern red oal seedlings inside different type of treeshelters. J Arboric 25:249–257

Sharrow SH (2001) Effects of shelter tubes on hardwood tree establishment in western Oregon silvopastures. Agrof Systems 53:283–290.

Spurr S, Barnes B (1982) Ecología forestal. AGT Editor, Mexico

Strobl S, Wagner R. (1996) Early results with translucent tree shelters in southern Ontario. En: Brissette J (ed) Tree Shelter Conf. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE-221. USDA Forest Service, Washington, DC, pp 13–18

Svihra P, Burger DW, Harris R (1993) Treeshelters for nursery plants may increase growth, be cost effective. Calif Agric 47(4):13–16

Svihra P, Burger DW, Harris R (1996) Tree shelter effect on root development of redwood trees. J Arboric 22:174–179

Swistock BR, Mecum KA, Sharpe WE (1999) Summer temperatures inside ventilated and unventilated brown plastic treeshelters in Pennsylvania. North J Appl For 16(1):7–10

Trout R, Pepper H (2006) Forest Fencing. Edinburgh

Tuley G (1985) The growth of young oak trees in shelters. Forestry 58 (2):181–195.

Valladares F, Pearcy R (1998) The functional ecology of shoot architecture in sun and shade plants of Heteromeles arbutifolia M. Roem., a Californian chaparral shrub. Oecologia 114:1–10

Valladares F, Pearcy R (2000) The role of crown architecture for light harvesting and carbon gain in extreme light environments assessed with a realistic 3-D model. Anales Jard Bot Madrid 58:3–16

Valladares F, Pearcy R (2002) Drought can be more critical in the shade than in the sun: a field study of carbon gain and photo-inhibition in a Californian shurb during a dry El Niño year. Plant Cell Environ 25:749–759

Valladares F, Puignaire F (1999) Tradeoffs between irradiance capture and avoidance in semi-arid environments assessed with a crown architecture model. Ann Bot 83:459-469

Van Lerberghe P (2014) Proteger los árboles contra los daños de la fauna cinegética. Centre Regional Midi Pyrénées, Paris

Van Lerberghe P, Balleux P (2001) Reforestación de tierras agrícolas. Institut pour le Développement Forestier, Paris

Vázquez A, Oliet J, Puértolas J, Jacobs DF (2014) Light transmissivity of tube shelters affects root growth and biomass allocation of Quercus ilex L. and Pinus halepensis Mill. Ann For Sci 71:91–99

Walters R (1993) Protecting red oak seedlings with tree shelters in northwestern Pennsylvania. Res. Pap. NE-679. Radnor, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. Pennsylvania.

Ward JS, Gent MPN, Stephens GR (2000) Effects of planting stock quality and browse protection-type on height growth of northern red oak and eastern white pine. For Ecol Manag 127:205-216

West DH, Chappelka AH, Kenneth MT, Ponder HG, Williams JD (1999) Effect of tree shelters on survival, growth and wood quality of 11 tree species commonly planted in the Southern United States. J Arboric 25(2):69–75

Witmer R, Gerhold H, Ulrich E (1997) Tree shelters acelerate show- growing species in nurseries. J Arboric 23:40–48

Zamora E, Herrera M, Guerrero J (2014) Guía metodológica para el diseño y construcción de cerramientos perimetrales y de manejo en explotaciones ganaderas de extensivo. Universidad de Córdoba, Córdoba

Capítulo 18

Control de la competencia en repoblaciones forestales

Rafael Mª NAVARRO CERRILLO, Carlos J. CEACERO RUIZ,
Jaime COELLO, Antonio del CAMPO GARCÍA

1. Introducción

La respuesta del brinzal al estrés de establecimiento se ve afectada por multitud de factores. Según South (2000), estos factores son, en orden de importancia, las condiciones ambientales, el manejo de la planta, su morfología y su fisiología, a lo que habría que añadir los factores genéticos. Por tanto, para alcanzar los objetivos de una repoblación no basta con hacer una buena elección de especie y una adecuada plantación (lo que corresponde a la fase propia de establecimiento), sino que además es necesario mantener un nivel mínimo de cuidados culturales encaminados a proteger y favorecer el desarrollo de las plantas, como son su protección contra daños directos, defensa contra plagas y enfermedades, manejo de la vegetación espontánea, aporcados, reposición de marras, riegos, fertilización y podas (Navarro-Cerrillo y Martínez 1996, ver capítulo 19).

Diversos autores (Truax *et al.* 2000; Dobois *et al.* 2000; South *et al.* 2001; Willoughby *et al.* 2009; Abouziena *et al.* 2014) apuntan que la vegetación herbácea compite fuertemente con la planta introducida por el agua, la luz y los nutrientes. La competencia entre los brinzales y la vegetación natural es uno de los procesos principales que determinan la respuesta de la vegetación en plantaciones de nuevo establecimiento, particularmente en terrenos que previamente han tenido un uso agrícola (Thompson y Pitt 2003; Rey Benayas *et al.* 2005; Cuesta *et al.* 2008), y constituye un problema especialmente severo en estaciones productivas (Olivera *et al.* 2014). Dicha competencia suele ser la primera causa de las pérdidas de plantas, con el consiguiente gasto en reposición de marras, y el deficiente desarrollo vegetativo de las que sobreviven (Navarro-Cerrillo y Saavedra 1997; Navarro-Cerrillo *et al.* 2005; Coello *et al.* 2016). Un adecuado manejo de la competencia herbácea mediante la aplicación de prácticas de conservación y protección puede modificar la disponibilidad de recursos en el entorno inmediato de la planta establecida (Dahiya *et al.* 2007; Oliet y Jacobs 2007; Navarro-Cerrillo *et al.* 2009; Löf *et al.* 2012), y ha venido generalmente acompañado por un incremento en la supervivencia y una mejora del crecimiento (Devine *et al.* 2000; Ezell y Nelson 2001; Navarro-Cerrillo *et al.* 2005; Rey Benayas *et al.* 2005; Athy *et al*. 2006; South y Miller 2007; Pérez-Devesa *et al.* 2008, Willoughby *et al.* 2009; Olivera *et al.* 2011;

Ceacero *et al.* 2012a), especialmente en las condiciones más productivas: mediterráneo continental y mediterráneo húmedo (Coello *et al.* 2016); aunque los resultados no son totalmente consistentes en todos los casos (Ammer *et al.* 2011).

Los efectos de la vegetación espontánea sobre la supervivencia y el crecimiento de plántulas muestran que la competencia varía dependiendo de las especies (Mitchell *et al.* 1999; Kuessner *et al.* 2000; Reynolds *et al.* 2002a y b), el tamaño de plántula (South *et al.* 1995; Rose y Ketchum 2003), la composición vegetal (Coll *et al.* 2003; Miller *et al.* 2003a), las características del sitio (Lautenschlager 1999; Powers y Reynolds 1999), y el manejo realizado de la vegetación acompañante (Gemmel *et al.* 1996; Haywood *et al.* 1997).

Tal y como recogen Bastida y Menéndez (2004), las poblaciones de malas hierbas que pueden instalarse en terrenos agrícolas objeto de plantación forestal, al menos durante los primeros años, son fundamentalmente plantas anuales, ruderales y arvenses (muchas de escaso valor pascícola) asociadas al sistema agrícola previo. Las familias más representadas son: Compuestas, Gramíneas, Leguminosas, Crucíferas, Cariofiláceas, Geraniáceas, Escrofulariáceas y Poligonáceas (géneros *Avena, Lolium, Papaver, Chenopodium, Sonchus, Matricaria* y *Anacyclus*). Se trata de especies adaptadas a perturbaciones cuyos atributos biológicos y ecológicos explican su presencia en los agroecosistemas y en las forestaciones agrarias. Un corto ciclo de vida, una elevada capacidad de producción de semillas, periodos de floración, fructificación y dispersión muy dilatados, germinación oportunista, y formación, en muchos casos, de bancos de semillas persistentes en el suelo o, en otros casos, una eficiente dispersión en el espacio, constituyen las principales estrategias ecológicas de estas plantas. La evolución en el tiempo de sus poblaciones estará condicionada por el manejo de la forestación.

Una cobertura herbácea dispersa y de bajo crecimiento puede tener escasa influencia sobre los brinzales introducidos, mientras que superficies densificadas con vegetación de talla elevada puede limitar por completo la supervivencia de las plántulas (Kozlowski 2002). Los sistemas radiculares densos de algunas herbáceas constituyen una barrera física que restringe fuertemente el crecimiento y la absorción de recursos por las raíces de las plántulas. Según Miller *et al.* (2003b) la competencia de estos sistemas radicales causa importantes mortandades tras la plantación, mientras que con frecuencia, su efecto en el crecimiento perdura unos pocos años tras el establecimiento. De acuerdo con los modelos conceptuales sobre competencia de diferentes especies propuestos por Frochot *et al.* (2002) y Balandier *et al.* (2006), las herbáceas (gramíneas y herbáceas no graminoides) resultan más perjudiciales en los primeros años después de la introducción de las plántulas como consecuencia de su elevada densidad. Sin embargo, la competencia que ejerce se reduce cuando son superadas por las plantas introducidas en la plantación, y es entonces cuando un considerable número, cobertura o densidad de malas hierbas puede coexistir en la plantación sin un descenso apreciable en la respuesta de la planta. Según algunos autores (Dougherty y Lowery 1991; Richardson *et al.* 1996) este efecto es especialmente claro si el control de la competencia en el entorno inmediato de la planta se ha producido de forma temprana tras el establecimiento.

En definitiva, las plantaciones forestales realizadas en terrenos agrícolas se caracterizan, en general, por la presencia de un importante banco de semillas en el suelo, lo que unido

a su distribución espacial y la periodicidad de las labores, favorece la colonización de vegetación espontánea, muy activa en la absorción de agua y nutrientes, que compite severamente con la planta introducida (Navarro-Cerrillo y Saavedra 1997; Willoughby *et al.* 2009). La característica más relevante de este tipo de trabajos de repoblación es la necesidad, casi, incuestionable, de realizar labores de control de la competencia producido por las especies de malezas más agresivas y con gran capacidad de establecimiento.

2. Objetivos de los tratamientos de control de la competencia

Las plantas interactúan a través de muy diversos mecanismos, a veces antagónicos, incluyendo modificaciones climáticas beneficiosas o perjudiciales, adición o agotamiento de recursos, emisiones químicas alelopáticas y alteraciones en la herbivoría, patógenos o abundancia de micorrizas (Grace y Tilman 1990; Anderson y Sinclair 1993). Además, los principios de gestión forestal sostenible establecen que cuando se analiza la competencia deben considerarse todos los procesos ecológicos de interacción que se producen, a saber:

- vegetación-suelo; la vegetación contribuye a defender el suelo de la erosión mediante el mantenimiento de una cobertura vegetal;
- vegetación-fauna; la vegetación proporciona alimento y refugio a las especies animales;
- vegetación-ecosistema; la vegetación generará un entorno adecuado para favorecer la biodiversidad y el equilibrio ecológico.

Por lo tanto, el adecuado manejo de la competencia de la vegetación espontánea en las labores de forestación debe compatibilizar el conjunto de objetivos planteados (figura 18.1). Una buena técnica de conservación del suelo debe alcanzar como objetivo fundamental el manejo de la vegetación espontánea con dos fines: reducir al mínimo la competencia entre malezas y plantas de repoblación, y mantener la mayor parte del suelo con cobertura vegetal a lo largo del año para reducir los riesgos de erosión. Un segundo objetivo, que se alcanzará si las técnicas de conservación de suelo se realizan correctamente, será la creación de un entorno adecuado para favorecer la biodiversidad y el equilibrio ecológico, así como el incremento de las poblaciones de especies vegetales de mayor interés económico a medio y largo plazo (Navarro-Cerrillo *et al.* 2004; Balandier *et al.* 2006).

De forma más específica, las técnicas de mantenimiento del suelo persiguen manejar la flora y el suelo de forma que se consigan los siguientes objetivos:

- Minimizar el efecto de la competencia de la vegetación espontánea con las plantas de la repoblación, de forma que se posibilite un rápido desarrollo aéreo y radical de los plantones.
- Evitar la formación de costras superficiales y grietas en el terreno
- Mejorar la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo, así como la penetrabilidad del mismo.
- Mantener y mejorar el nivel de materia orgánica y la fertilidad del suelo.
- Facilitar la incorporación, movilidad y absorción de nutrientes así como el desarrollo del sistema radical.

- Posibilitar el acceso y la circulación de maquinaria y elementos mecánicos en la plantación.
- Mantener a lo largo del tiempo y del espacio la mayor parte de la superficie cubierta, preferiblemente con vegetación, para así evitar la erosión
- Limitar el desarrollo de la vegetación en determinados lugares (áreas perimetrales, bordes de caminos, etc.), para así reducir el riesgo de incendios.

Helechal de *Pteridium aquilinum* 1 m de altura y Fcc del 100% que compite con la plantación de *Pinus radiata* (Asturias).

Siembra de *Quercus ilex* subsp. *ballota* en tubos invernadero en una forestación de tierras agrícolas. La vegetación arvense impide la localización de los puntos de siembra (Zaragoza).

Plantación de *Pinus sylvestris* que compite con *Erica arbórea* y *Calluna vulgaris* (Segovia).

Figura 18.1. Ejemplos de vegetación competidora (fotos: J Pemán).

3. Procedimientos básicos para el control de la competencia herbácea

Las técnicas de conservación del suelo en repoblaciones forestales son, en esencia, las mismas que las que se usan en plantaciones de cultivos leñosos de secano (por ejemplo, el olivar), por ser estos cultivos los que presentan una diversidad florística similar a la de formaciones mediterráneas originales (Pujadas Salvá 1986; Pastor 1990). En este sentido, hay que tener en cuenta que los tratamientos de control de la competencia deben integrarse en el contexto de lo que se denomina control integrado que abarca técnicas mecánicas, químicas y biológicas.

No obstante, las características propias de los trabajos forestales hacen que la defensa del suelo contra la erosión adquiera, en este caso, mayor importancia (Gil Albert 1991; Castro 1994; Saavedra 1994; Zaragoza 1997). El mantenimiento de forestaciones tiene un importante impacto económico durante los primeros años. En este sentido, cualquier técnica de conservación del suelo debe ser barata, reduciendo el número de actuaciones, limitando la mano de obra necesaria y manteniendo un carácter transitorio, que establezcan una tendencia hacia sistemas de naturaleza silvopastoral en los que se favorezca la entrada de otras especies de forma natural (arbustos, matorral, y pastos) o artificial (mejora de pastizales, cubiertas vivas, etc.) y que proporcionen diferentes y múltiples ecoservicios. Los trabajos realizados hasta la actualidad han tenido como principal objetivo buscar métodos baratos de manejo del suelo, potenciando las labores tradicionales (laboreos y gradeos), aunque más recientemente se han incorporado técnicas de conservación procedentes de áreas afines de conocimiento (herbicidas, no laboreo, etc.) y técnicas innovadoras que mejoren la sostenibilidad ambiental de la forestación (cubiertas biodegradables) (Navarro-Cerrillo *et al.* 2004; Ceacero 2010; Coello *et al.* 2016).

A la hora de elegir un sistema de mantenimiento debe tenerse en cuenta que no existe ningún sistema que sea mejor que los demás en todas las situaciones, ya que en función de las características de la zona a tratar las recomendaciones van a ser diferentes, e incluso en algunos casos es posible que sea recomendable la aplicación de varios sistemas conjuntamente en función de las condiciones particulares (topografía, tipo de suelo, marco de plantación, tipo de flora dominante y acompañante, etc.).

Los procedimientos básicos más comúnmente utilizados para controlar la vegetación competidora consisten en intervenciones reiteradas (más recurrentes en estaciones productivas) de desbroce mecánico o químico (Coello *et al.* 2016), ambas técnicas con un importante riesgo de daños sobre la forestación (George y Brennan 2002). La aplicación de herbicidas (siega química), si bien son una alternativa eficiente a un coste razonable (Thiffault y Roy 2011), no siempre resultan de aplicación por su elevado impacto ambiental, las restricciones legales vigentes y el rechazo social que generan (Siipilehto 2001; Thiffault y Roy 2011). Finalmente, el uso de cubiertas del suelo, también denominadas acolchados o *mulch* (Green *et al.* 2003; Chalker-Scott 2007) se ha convertido en una alternativa a los desbroces que permite reducir su recurrencia y el riesgo de daños a la plantación.

Todos estos procedimientos permiten, en mayor o menor medida, manejar la vegetación compatibilizando las interacciones ecológicas beneficiosas que ésta proporciona con la consecución del éxito de la forestación. En otras palabras, seleccionando y favoreciendo el desarrollo de las especies más interesantes para defender el suelo de la erosión, beneficiando la conservación y la mejora de la biodiversidad, logrando producciones directas (melíferas, pratenses, medicinales, etc.), y al mismo tiempo, reduciendo las poblaciones de las especies más competitivas, agresivas y de escaso valor que condicionan la respuesta de la vegetación introducida.

Los procedimientos de control de la competencia se pueden clasificar siguiendo los mismo criterios que los expuestos para los tratamientos previos de la vegetación (ver

capítulo 15): i) las especies a las que afecta, cuyas alternativas son totales o selectivos, ii) la extensión del tratamiento cuyas alternativas son puntuales, en fajas o a hecho y iii) la forma de ejecución, cuyas alternativas en este caso son mecanización, cubiertas vivas, herbicidas y acolchados.

En el caso de vegetación herbácea los tratamientos más frecuentes suelen ser no selectivos (salvo algunos herbicidas), mecanizados, y a hecho o en fajas (figura 18.2).

Tratamiento mecanizado por fajas y manual en la interfaja en una repoblación de *Pinus pinaster* en Finisterre (La Coruña).

Tratamiento areal mecanizado en una plantación de nogal (Tarragona).

Figura 18.2. Ejemplos de tratamientos mecanizados de control de la vegetación (fotos: J Pemán).

3.1. Tratamientos mecanizados

Los tratamientos mecanizados pueden ser eficaces en el control de competidores leñosos y particularmente con arbustos altos y árboles de sotobosque (Walstad *et al.* 1987; Bovey 2001). Con carácter general, estos tratamientos generan incrementos moderados del crecimiento de la vegetación introducida pero provocan cambios menos drásticos en la riqueza y la estructura de la vegetación competidora que otros métodos de mayor intensidad como los herbicidas (Haeussler *et al.* 1999). Sin embargo, determinados tratamientos mecánicos como la siega pueden inducir cambios significativos en la composición específica de la vegetación competidora. Algunas especies herbáceas con propagación vegetativa son tolerantes a la siega y serán favorecidas en comparación con otras especies (Willoughby y McDonald 1999).

Las superficies no tratadas suelen presentar una proporción alta de especies bienales y anuales (Berthelot *et al.* 2002); tras los tratamientos de cultivo anuales la riqueza de especies generalmente decrece y las especies perennes comienzan a establecerse de forma progresiva.

3.1.1. Laboreo o gradeo

Se trata del procedimiento tradicional de control de la competencia de la vegetación en terrenos agrícolas por su sencillez. Sin embargo, cuando se reforestan explotaciones de cultivos intensivos, la fuerte competencia de las comunidades de malas hierbas puede condicionar su viabilidad, debido al elevado coste que supone la necesidad de acometer intervenciones continuas para su control (Navarro-Cerrillo *et al.* 2004). En el laboreo, la eliminación de la competencia es de carácter temporal, lo cual supone que en tratamientos de primavera, y en ciclos anuales de precipitación adecuada es fácil que aparezca una fuerte competencia postestival, e incluso preestival, ya que el periodo de recuperación de la cobertura vegetal competitiva es muy corto (Zaragoza 1999).

Condiciones de aplicación. En cultivos leñosos se realizan normalmente dos labores fijas (labor de otoño/labor de primavera), que son complementadas por la escarda individual de pies y una serie de labores ocasionales. En plantaciones forestales pueden considerarse necesarias las labores fijas, por lo que la primera intervención tras la plantación será la labor de primavera, que contribuirá a reducir el riesgo de incendios. La intervención de otoño se sustituye por las actuaciones de preparación del terreno (puntuales, por fajas o a hecho) previas a la plantación, que normalmente se desarrollan en esta época del año o se retrasan al invierno. La combinación de ambos tratamientos (otoño/primavera) puede reducir en un 50-70% el uso de herbicidas si se considera este tratamiento como alternativa para el control de la vegetación competidora (Forcella 2000). Con carácter general, la ausencia de beneficios para la plantación y los riesgos derivados de la desecación del suelo y de las raíces superficiales, los daños físicos a la raíz, o la erosión asociada a eventos puntuales de lluvia, desaconsejan las intervenciones durante el periodo estival. Con posterioridad, una labor a mediados de otoño puede contribuir a mejorar las condiciones de infiltración en el suelo y eliminar la posible competencia existente (Navarro-Cerrillo *et al.* 2004). En repoblaciones forestales el laboreo se debe aplicar únicamente en los primeros años, debiendo excluirse a partir del segundo o tercer año tras la plantación.

El laboreo en las forestaciones presenta ciertas ventajas, como son: no precisa asesoramiento técnico y la fácil incorporación de abonos y enmiendas. Por el contrario, también acarrea graves inconvenientes, como: la difícil limpieza de "ruedos", la continuidad de las labores, el daño ocasionado a las raíces superficiales y ocasionalmente a los troncos, la dificultad de tránsito por el terreno, y favorecer la erosión en suelos con pendientes fuertes. Debido a estos inconvenientes, este método de conservación ha sido criticado frecuentemente en el mundo agronómico. Por ello, su generalización al mundo forestal tampoco parece muy adecuada.

No obstante, sigue siendo un método recomendable de control de la vegetación, sobre todo en terrenos de poca pendiente (<15%), de fácil acceso y movilidad de equipos, y cuando se disponga de aperos adecuados. Debe aceptarse que este método posiblemente seguirá siendo el más utilizado a corto plazo, con los riesgos ambientales que esto supone. Hay pocas alternativas a este tratamiento (laboreo combinado con escarda) para el control de las malas hierbas dentro de las líneas de plantación una vez establecida la planta (Kurstjens 2007). A medio y largo plazo deben ofrecerse otras alternativas más adecuadas, que sean atractivas para los destinatarios, menos costosas, y que reduzcan la

erosión del suelo. Una alternativa puede ser el empleo de escardadores mecánicos (Benoit *et al.* 1995), que se caracterizan por un menor impacto sobre el suelo, frente a las gradas de discos o los cultivadores, que se han demostrado ineficaces en el control permanente de malas hierbas. Por otro lado, la aplicación de principios de agricultura de precisión al laboreo (laboreo de precisión) puede mejorar tanto la eficacia de la labor como su eficiencia desde el punto de vista económico, al mismo tiempo que limitaría los daños a la planta introducida (Kurstjens 2007).

Equipo y apero. Se pueden utilizar los mismos aperos que en agricultura, cultivadores principalmente, evitando aquellos que producen suela de labor, como es la grada de discos. En la primera labor deben evitarse aperos que actúan a demasiada profundidad para prevenir posibles daños a la planta, sobre todo aquellas especies de raíces más someras (por ejemplo, algarrobo y/o acebuche), siendo recomendables las gradas y cultivadores ligeros (figura 18.3).

Gradeo en chopera de *Populus ×euramericana* (Huesca).

Gradeo en una plantación trufera (Lérida).

Gradeo en una plantación de *Quercus suber* en una forestación de tierras agrícolas (Huelva).

Figura 18.3. Ejemplos de gradeos para el control de la vegetación en diferentes tipos de repoblación forestal (fotos: J Pemán).

Método operativo. Se suele realizar mediante el pase del apero entre las líneas de plantación, procurando dar dos pases cruzados para lograr una mayor uniformidad del

tratamiento. Además será necesaria la escarda individual de pies por la imposibilidad de eliminar con los aperos la vegetación en la proximidad del árbol.

Desde el punto de vista de su eficiencia, el control ejercido sobre la vegetación no deseada entre líneas de plantación puede alcanzar el 90% (Pullen y Cowell 1997). Por otra parte, la escasa efectividad mostrada por los actuales métodos de laboreo (25-70%, según Bleeker *et al.* (2002) en el control de la vegetación intra-líneas de plantación, ha sido atribuida al prematuro control de la mala hierba (Kurstjens 2002b) y por tanto, no refleja de forma adecuada el potencial de los métodos mecánicos en el control de herbáceas no deseadas (Kurstjens 2002a).

Efectos. Según recogen Bronick y Lal (2005) en su revisión sobre estructura y gestión del suelo, en términos generales el laboreo rompe los agregados del suelo, lo compacta y perturba las comunidades biológicas que facilitan su agregación. En función de la intensidad y el momento de ejecución se verán afectadas diversas propiedades edáficas como el contenido de materia orgánica y de carbono del suelo, la cantidad de nutrientes, la capacidad de intercambio catiónico y la actividad biológica, que podrán sufrir una disminución (Plante y McGill 2002; Studdert y Echeverria 2000). El laboreo reducido influirá en el movimiento y calidad (lixiviación y drenaje) del agua al originar mayores macroporos y biocanales (Logan *et al.* 1991; Warkentin 2001). Por su parte, el no laboreo contribuirá a la formación de más agregados estables, más carbono orgánico, comunidades microbianas más grandes y una mayor actividad enzimática en comparación con el laboreo (Filho *et al.* 2002; Zuber y Villamil 2016).

El efecto beneficioso de los tratamientos de conservación del suelo puede justificarse por el incremento de la disponibilidad de agua en el suelo (López y Arrué 1997; Rassmussen 1999, Navarro-Cerrillo *et al.* 2005). Los efectos del laboreo en el contenido de agua en el suelo están relacionados con la infiltración, la evaporación y la retención de agua. Aunque el impacto del laboreo sobre las propiedades hidráulicas del suelo no es totalmente consistente (Blanco-Canqui *et al.* 2017). El laboreo introduce elementos que distorsionan el comportamiento hídrico del suelo, con una disminución de la densidad aparente y, como consecuencia, un aumento de la porosidad total de la capa labrada (Rassmussen 1999; Kay y van den Bygaart 2002), lo que contribuye a mejorar la capacidad de transferir agua. El laboreo produce cambios en el micro relieve o rugosidad de la superficie lo que incrementa la capacidad de almacenamiento de agua en la superficie y favorece la infiltración. Sin embargo, la evaporación en suelos labrados también es más elevada, en especial en las capas superficiales (López y Arrué 1997). A largo plazo, la formación de una costra en la superficie del suelo debida a la acción agresiva y directa de la lluvia provoca también una reducción considerable de la infiltración, así como un bloqueo de las pequeñas grietas del suelo que crean rutas preferenciales de agua (Rassmussen 1999), reduciendo la capacidad de infiltración y la recarga del perfil en profundidad. Diversos autores (Shukla *et al.* 2003; Licht y Al-Kaisi 2005; Dahiya *et al.* 2007, Busari *et al.* 2015) han observado que el laboreo acelera el calentamiento y desecación del suelo debido a un aumento de la evaporación especialmente en superficie. En medidas de humedad del suelo se ha observado que el suelo laboreado (laboreo reducido) tiende a conservar una cantidad superior de humedad en los horizontes profundos (Ceacero *et al.* 2012a, 2020), si bien deben considerarse las interacciones entre este tratamiento y las características

de pedregosidad del suelo. No obstante, las modificaciones introducidas por el laboreo tienen carácter temporal, y la disminución de la estabilidad de los agregados facilita la formación de costras superficiales, que previsiblemente disminuirían la infiltración y la eliminación de caminos preferenciales de agua en el largo plazo.

En términos de respuesta de la planta establecida, se ha descrito que un laboreo repetido durante las primeras fases de crecimiento de la planta favorece la respuesta en supervivencia (Devine *et al.* 2000). Por su parte, Sánchez-Andrés *et al.* (2006) observaron para el tratamiento laboreo que plantas de encina sometidas a tratamiento mecanizado mostraban mayor altura y diámetro que las tratadas químicamente o las no tratadas.

Rendimiento. Los rendimientos varían según el número de pases de la operación, el tipo de tractor, etc. (tabla 18.1).

Tabla 18.1. Rendimientos de laboreo y gradeo en terrenos forestales.

Concepto	Descripción	Rendimiento (h ha^{-1})	
		(Tragsa 2019)	(Junta de Extremadura 2019)
Laboreo superficial	Laboreo superficial o gradeo cruzado a 30 cm de profundidad como máximo (2 pases).	4,5	
Gradeo ligero en chopos y eucaliptos	Pase de grada con tractor de ruedas de hasta 100 CV	2,5	
Gradeo o similar	Pase de grada de discos o similar, con tractor oruga de hasta 100 CV, en terrenos en que la vegetación o la pendiente permitan el desarrollo de la labor.	6	
	Doble pase de grada, con tractor de cadenas de 101 a 130 CV, en calle de repoblación para su mantenimiento (eliminación del matorral entre líneas de plantación, respetando 1 m de distancia con respecto del eje de la plantación) con tractor de cadenas de suficiente potencia y provisto de pala frontal para eliminación de la pedregosidad superficial y planeo de la superficie simultáneamente al gradeo. La grada pasará dos veces por la misma superficie, con el objetivo de dejar bien triturada y enterrada la materia vegetal		4,32

3.2. Escarda manual y puntual

Operación que consiste en la reducción de la vegetación herbácea alrededor de la planta introducida, normalmente en una superficie de 1 m^2 alrededor de la planta, mediante el uso de una herramienta a brazo. La operación que realiza es un arranque de la vegetación competidora.

Condiciones de aplicación. En terrenos de vocación forestal, donde existen limitaciones para el acceso de equipos, y con condiciones del matorral que hace difícil realizar un control mecanizado del mismo, va a ser necesario recurrir a prácticas manuales de control de la vegetación como son las escardas manuales. Es una práctica costosa, y penosa de realizar, pero en terrenos donde la vegetación se desarrolla con rapidez (suelos con preparaciones poco intensas, climas mediterráneos subhúmedos, etc.) es muy aconsejable, y debe considerarse dentro de los trabajos de mantenimiento. Será una labor complementaria al laboreo o desbroce mecanizado para el control de la competencia en el entorno inmediato de la planta establecida.

Método operativo. El operario va cavando alrededor de la planta, lo que implica el arranque de la planta, por lo que elimina su capacidad de rebrote (figura 18.4).

Equipo y aperos. Herramienta manual como la azada, más raramente con pico o zapapico.

Rendimiento. Es una operación costosa de muy baja eficiencia y alto coste. Según el Grupo Tragsa (2019) el rendimiento de esta operación es de 36,5 h mil pies^{-1}.

Figura 18.4. Escarda manual alrededor de la planta de encina (*Quercus ile*x subsp. *ballota*) en una plantación trufera (foto: J Pemán).

3.3. No laboreo. Cubiertas vegetales vivas

Las técnicas de no laboreo están relacionadas con diversos procedimientos que pueden tener aplicación en el control de la competencia. Por ejemplo, determinados tratamientos de preemergencia, entre los que se pueden citar la escarda térmica con agua caliente (Kurfess y Kleisinger 1999; Hansson y Ascard 2002), vapor (Kolberg y Wiles 2002) y aire caliente (Bertram 2002), han sido aplicados en la prevención de incendios, pero debido a su elevado coste su uso en forestaciones es muy limitado.

Por otro lado, el no laboreo se ha vinculado con los procesos de interacción que sobre el control de la competencia ejercen factores naturales como la fauna predadora de semillas (Harrison *et al.* 2003) (ver apartado de interacciones).

Finalmente, como procedimiento más común en tratamientos de no laboreo, el crecimiento de malas hierbas puede ser controlado por la competencia de los propios cultivos, por la presencia de residuos vegetales o por la aplicación de abonados verdes; en definitiva, mediante el establecimiento de cubiertas vegetales vivas.

3.3.1. Cubiertas vegetales vivas

Técnica consistente en el mantenimiento del suelo cubierto de vegetación bien mediante el manejo de la vegetación natural, bien con siembras de especies vegetales de interés (figura 18.5).

Condiciones de aplicación y efectos. En cultivos agrícolas leñosos se han desarrollado técnicas de conservación de suelo basados en el uso de la cubierta vegetal en una parte de la superficie sin que se produzcan pérdidas de cosecha respecto de sistemas de no-laboreo y laboreo convencional. Estas técnicas tienen un extraordinario potencial en repoblaciones y pueden ser aplicadas en plantaciones forestales de similares características agroecológicas a los cultivos leñosos, aunque adoptando estrategias que minimicen los riesgos que de ellas se derivan. En este sentido, presentan como inconveniente un elevado riesgo de incendios por el secado de la vegetación de la cubierta en verano. Por otro lado, la presencia de vegetación que compite por el agua y los nutrientes con la planta establecida durante todo el año puede retrasar su desarrollo, especialmente en estaciones con condiciones limitadas. El control de la vegetación puede reducir la competencia entre la cubierta vegetal y la plantación forestal y limitar los riesgos de incendio. Por tanto, la programación y la ejecución de las labores sobre la cubierta deben ser muy cuidadosas para evitar problemas de competencia y riesgo para el arbolado. La experiencia que actualmente existe en cultivos leñosos podría ser fácilmente generalizable a los trabajos forestales (Navarro-Cerrillo *et al.* 2004).

El empleo de cubiertas vegetales vivas ha sido investigado en diversos cultivos leñosos como el olivar (Foraster *et al.* 2006; Rodríguez *et al.* 2007), el almendro o el viñedo con resultados excelentes en cuanto a conservación del suelo y del agua (Márquez *et al.* 2006; Rodríguez *et al.* 2007). El empleo de cubiertas vegetales vivas sobre el suelo se ha mostrado como un sistema muy eficaz contra la erosión, en especial en cultivos leñosos de secano donde la cobertura natural del terreno, por el propio cultivo, es muy reducida.

En condiciones de secano se han empleado con éxito cubiertas de cereales, demostrándose que es posible mantener una cubierta viva en periodo otoño-invierno, con la condición de realizar la siega antes de que se establezca la competencia por el agua con el cultivo (Humanes y Pastor 1995). Un aspecto fundamental para el éxito de esta técnica es el control de la transpiración de la cubierta, siendo muy importante la elección correcta del momento y el método de siega a utilizar (Navarro-Cerrillo *et al.* 2004). Desde el punto de vista de la conservación de agua en el suelo existe una fecha crítica para realizar la siega que, por ejemplo en el olivo, no va más allá del momento de plena floración, ya que la merma de reservas de agua es muy alta.

El uso de cubiertas vegetales produce efectos sobre la estructura y agregación del suelo y puede modificar sus propiedades químicas y biológicas (Chan y Heenan 1996; Jarecki y Lal 2003). Las cubiertas vegetales aumentan la estabilidad de los agregados del suelo e incrementan la capacidad de intercambio catiónico y la incorporación de carbono al suelo. Desde el punto de vista hídrico, reducen la velocidad de evaporación del agua y aumentan la infiltración. Finalmente, pueden aumentar la biomasa microbiana, el reciclado de nutrientes y la respiración del suelo (Schutter y Dick 2002; Bronick y Lal 2005).

Método operativo. La vegetación de la cubierta debe ser controlada (laboreo, siega mecánica, siega química o técnicas de pastoreo controlado) y conducirá a la implantación de una cubierta vegetal temporal o permanente. Previamente al establecimiento de la cubierta puede ser necesaria una labor ligera que rompa la costra superficial del suelo y favorezca la emergencia.

- Las cubiertas vegetales temporales. Se mantendrá una vegetación viva durante un período de tiempo determinado y posteriormente se incorpora al suelo mediante laboreo o siega mecánica o química, los restos secos permanecerán sobre el suelo. Existen algunas especies arvenses que por su ciclo y morfología pueden producir una cobertura favorable. Tal es el caso de especies anuales de invierno: *Stellaria media, Senecio vulgaris, Poa annua, P. trivialis, Bromus tectorum, B. rubens, Hordeum murimum, Vulpia* spp. No es recomendable introducir especies alóctonas (Zaragoza 1999).
- Las cubiertas vegetales permanentes. Se trata de la creación de un sistema de naturaleza silvopastoral con el mantenimiento de una cobertura vegetal permanente (figura 18.5). No es una técnica sencilla de aplicar, dadas las dificultades y costes de ejecución, manejo y conservación. Sin embargo, se presentan como una de las alternativas más adecuadas en repoblaciones forestales dada la función de protectora del suelo que desempeña cubierta. Los dos problemas fundamentales del manejo de las cubiertas para optimizar la competencia por el agua y los nutrientes, especialmente en ámbitos mediterráneos, son: determinar las especies más adecuadas para sembrar, y el método de siega. En general, deben buscarse especies cespitosas de gran desarrollo radical en la medida de lo posible superficial, con poca vegetación aérea y baja capacidad de rebrote para disminuir sus exigencias hídricas, que resistan bien la siega continua y bien adaptadas a la condiciones ecológicas de la zona, siendo al mismo tiempo poco competitivas con la vegetación instalada. Esto hace como más recomendable la siembra de pratenses (*Lolium* spp.*, Poa* spp.*, Agrostris* spp.*, Festuca* spp.*, Trifolium* spp.*, Lotus* spp.*,* etc.*),* sobre las cuales se cuenta con experiencia en los trabajos de establecimiento de pastizales, o especies herbáceas anuales de mayor porte, pero muy buena adaptación como cebada (*Hordeum vulgaris*) o centeno (*Secale* spp.*)*. Debe considerarse también que algunas cubiertas vegetales de uso común han mostrado efectos alelopáticos sobre diversas plantas leñosas (Cummings *et al.* 2012).

Según González *et al.* (2007), un control eficaz de la cubierta mediante siega mecánica requiere que las especies vegetales tengan un bajo poder de rebrote (limitará la traspiración tras la siega) y alta capacidad de producción de biomasa (cubrirá rápidamente la superficie y evitará la evaporación de agua del suelo). La capacidad de rebrote de las especies va disminuyendo a medida que la siega es más tardía. Respecto de la siega química,

estos mismos autores establecen que la fecha de siega debe permitir que el desarrollo de la cubierta sea suficiente para ofrecer una buena protección del suelo y prolongada permanencia de sus restos vegetales. Para el caso de Andalucía la fecha de referencia puede ser mediados de marzo, en otras zonas la fecha deberá ajustarse en función del régimen pluviométrico anual.

Mantenimiento de una cubierta vegetal permanente obtenida mediante la gestión regulada del pastoreo (IFAPA-Córdoba) (foto: RM Navarro Cerrillo).

Cubierta verde en una plantación de nogal (Lérida) (foto: J Pemán).

Figura 18.5. Ejemplos de cubiertas verdes en plantaciones forestales.

Como una alternativa a la siega es posible realizar la integración del pastoreo, lo que implica una diversificación de la producción que puede mejorar el estado de la parcela. La preocupación del gestor por la presencia de ganado se debe a los riesgos que esto supone para la plantación (Navarro-Cerrillo *et al.* 2004). Sin embargo, el uso de ganado puede mejorar el establecimiento de la plantación siempre y cuando el número, distribución y programación sea cuidadosamente controlado (Doescher *et al.* 1987). En la actualidad estos métodos se consideran cada vez más una alternativa eficiente y poco costosa en el control de la competencia. Se recomienda particularmente para reducir el rebrote de arbustos tras un tratamiento mecanizado en zonas asociadas a riesgo de incendios. Su uso para reducir la competencia de malezas por los recursos naturales es menos útil, ya que tiene que ser puesto en marcha una vez que la planta alcance un tamaño determinado (Blázquez *et al.* 2003, 2005).

Equipo y aperos. Se pueden utilizar los mismos aperos que los empleados en cultivos agrícolas leñosos dependiendo de las características del terreno y la actuación a realizar. Por ejemplo, en repoblaciones será habitual el manejo de la vegetación espontánea pero en caso de establecimiento de la cubierta vegetal podrá ser necesario el uso de sembradoras (directa, de chorrillo). Las desbrozadoras (cadenas, cuchillas o martillos) se utilizarán para la siega mecánica de la cubierta en lugares de fácil acceso; mientras el pase de cultivadores y rastras pueden ser empleado para incorporar la cubierta al suelo y mejorar su nacencia.

Rendimiento. No suele haber tarifas específicas para este tipo de operaciones aunque se pueden aplicar las que hacen referencia a la creación y mantenimiento de pastizales (tabla 18.2).

Tabla 18.2. Rendimientos para la creación y mantenimiento de pastizales, equivalentes a los que corresponderían para la creación de cubiertas vegetales permanentes.

Concepto	Descripción	Rendimiento ($h\ ha^{-1}$) (Tragsa 2019)
Pase grada pesada pastizales	Pase de grada pesada, con tractor oruga de 170 a 190 CV, para la implantación o mejora de pastizales, en pendientes inferiores al 15 %	2
Siembra de pastizales	Siembra en la implantación o mejora de pastizales, con tractor de ruedas hasta 100 CV, con pendientes inferiores al 15%	1,5
Pase de rulo pastizales	Pase de rulo, con tractor de ruedas hasta 100 CV, en la implantación y mejora de pastizales en pendientes inferiores al 15%	1,5
Desbroce ligero en pastizales	Desbroce ligero en pastizales con tractor de ruedas 71/100 CV y cabezal con desbrozadora de cadenas.	3,5

3.4. Aplicación de herbicidas

Técnica consistente en el control de la vegetación mediante la aplicación de productos fitotóxicos. Su empleo ha crecido considerablemente en la agricultura, pero su generalización al campo forestal, pese a ser generalmente la forma más rentable de control de malezas a largo plazo, resulta incierta como consecuencia de su impacto ambiental y la elevada presión social existente en la actualidad en relación con la aplicación de productos químicos.

Condiciones de aplicación y efectos. El uso de herbicidas, localizado y/o combinado con otras técnicas, se ofrece como una alternativa de interés, ya que en la mayor parte de las repoblaciones forestales no es necesario ni conveniente eliminar totalmente la vegetación espontánea. Simplemente se debe evitar su competencia directa sobre el arbolado establecido y prevenir el desarrollo de poblaciones de especies invasoras, competidoras y de escaso valor (Navarro-Cerrillo *et al.* 2004). La elección del herbicida y del momento del tratamiento son factores decisivos para alcanzar un control suficiente en distintas situaciones (Zaragoza *et al.* 1989). Algunas consideraciones de carácter general son:

- *A priori*, parece más conveniente en repoblaciones forestales el uso de herbicidas residuales frente a los foliares, sobre todo si es necesario repetir aplicaciones, y las plantas no están adecuadamente protegidas.
- Dada las condiciones de precipitación en la mayor parte de España debe cuidarse especialmente el momento de la aplicación.

Método operativo. El método más común de control de malezas por aplicación de herbicidas se dirige a la eliminación puntual o de una banda de 1 a 1,5 m entorno al árbol, lo que facilita el tratamiento y reduce los costes de aplicación (figura 18.6). El control en toda la superficie es un caso excepcional en plantaciones de selvicultura intensiva. Una vez superada la etapa de establecimiento de la planta, la superficie puede volver a ser colonizada para proteger el suelo y mejorar la biodiversidad.

Figura 18.6. Eliminación de la vegetación en una banda de 1,5 m a lo largo de la línea de plantación de nogal (foto: N Aletà).

La experiencia en el uso de herbicidas en plantaciones forestales es reducida en comparación con la que existe para cultivos agrícolas (Lowery y Gjerstad 1991; Navarro-Cerrillo *et al.* 2001). En España su desarrollo se ha vinculado a la necesidad de control de competencia herbácea en forestaciones de tierras agrarias y en plantaciones con especies de crecimiento rápido (Fernández-Cavada *et al.* 1995; Jiménez y Cabezuelo 1995; Peñuelas *et al.* 1996; Jiménez 1999; Jiménez y Saavedra 1999; Ortega *et al.* 1999; Ruíz *et al.* 2001; Navarro-Cerrillo *et al.* 2005; Coll *et al.* 2009; Ceacero *et al.* 2012a). Por este motivo, los productos utilizados como referencia en el ámbito forestal son escasos (Coll *et al.* 2009) y se centran en los productos cuyo uso forestal está autorizado y recogido en el Registro Nacional de Productos Fitosanitarios. Este registro se modifica con cierta frecuencia, por lo que debe consultarse periódicamente en la página electrónica del Ministerio competente en sanidad vegetal. Estos productos autorizados se restringen a especies forestales muy concretas (coníferas, eucaliptos, chopos), y en otras ocasiones para el ambiguo término de "forestales" (tablas 18.3 y 18.4).

Los inconvenientes ambientales y la actual presión social en torno al uso de herbicidas hacen que su aplicación individualizada resulte poco recomendable, por lo que se suele optar por la combinación con otras técnicas de conservación. La mayoría de los estudios orientados a reducir la dependencia de los productos químicos en la agricultura y las forestaciones se han centrado en la combinación de herbicidas con laboreo y cubiertas vegetales, *mulch* o residuos (Mulder y Doll 1994; Burnside *et al.* 1994; Teasdale 1996; Brandsaeter y Netland 1999; Navarro-Cerrillo *et al.* 2005; Ceacero *et al.* 2012a). La combinación de estas prácticas de mantenimiento en el tiempo (variaciones de laboreo y no laboreo a lo largo del año) y en el espacio (variaciones de laboreo y no laboreo a lo largo de la parcela) supone una alternativa muy interesante para su aplicación en repoblaciones forestales dada la diversidad de objetivos que deben cumplir (Navarro-Cerrillo *et al.* 2004, 2005; Ceacero *et al.* 2014). Respecto de estas variaciones, cabe señalar:

- Laboreo y no laboreo alternativo a lo largo del año. Una práctica aconsejable es combinar un laboreo previo del suelo con un tratamiento posterior de un herbicida residual a la totalidad o a parte de la superficie del terreno, con ello se reduce considerablemente la colonización posterior de malas hierbas. El terreno

se mantiene libre de vegetación durante un período de tiempo más o menos prolongado a lo largo del año dependiendo del poder residual del herbicida aplicado. Pretende reducir la intensidad de las labores, y mejorar el control de la vegetación por la acción del herbicida. Es una alternativa aceptable en el campo forestal porque permite reducir la intensidad de las labores, manteniendo un control de malezas duradero y a bajo coste.

- Laboreo y no laboreo alternativo a lo largo de la parcela. Consiste en aplicar herbicidas en los ruedos o líneas de plantación y realizar labores en las calles. Es una de las alternativas más interesantes en repoblaciones forestales. La mayor parte de las repoblaciones en España no persiguen una rentabilidad inmediata, por tanto no es necesario mantener el terreno en condiciones óptimas para el desarrollo del árbol, sino simplemente en condiciones de asegurar su supervivencia y desarrollo equilibrado, pudiéndose llegar a un adecuado equilibrio en la intensidad de los tratamientos, con bajo impacto ambiental y coste reducido.

En un principio, la aplicación de herbicidas puede conducir eventualmente a una mayor diversidad de flora por la supresión o fuerte reducción del desarrollo de especies dominantes y la consecuente liberación de espacio y recursos para otras especies (Miller *et al.* 2003a). Sin embargo, en la mayoría de los casos, nuevas especies colonizadoras llegan a ser dominantes en los años posteriores volviendo nuevamente a competir de manera intensa con la planta establecida (Dumas *et al.* 2000). La cobertura vegetal puede alcanzar entre el 0 y el 80% al final del primer año tras la aplicación, dependiendo de la riqueza de cada sitio (Cain 1999; Miller *et al.* 2003a) y la actividad residual del herbicida. Por tanto, en algunos casos, puede ser necesaria la aplicación continua de herbicida durante varios años hasta que la planta introducida comienza a dominar y limita el crecimiento de las herbáceas competidoras (Willoughby y McDonalds 1999), lo que puede condicionar su uso desde el punto de vista económico. Sin embargo, diversos autores (Lauer *et al.* 1993; Glover y Lauer 1996; Wagner *et al.* 1999) han mostrado que el control inicial de la vegetación en los dos primeros años después de la implantación repercute sobre la respuesta de la plantación (figura 18.6).

No obstante, los herbicidas se utilizan para el control de la vegetación competidora en determinadas condiciones con el objetivo de mejorar el establecimiento y crecimiento de la vegetación de interés (Reynolds *et al.* 1993; Richardson 1993; Wagner 1993, 1994; Willoughby 1999; Thompson y Pitt 2003, Willoughby *et al.* 2009). Existen varias referencias (Truax *et al* 2000; Ezel y Nelson 2001) que hacen alusión a la efectividad del herbicida en relación con la mejora de la respuesta en supervivencia. En concreto, las experiencias de Jiménez y Saavedra (1999) mostraron que la aplicación de oxifluorfen mejoraba la respuesta en supervivencia y crecimiento de plantaciones de encina. Con posterioridad, Navarro-Cerrillo *et al.* (2005) y Ceacero *et al.* (2012a) obtuvieron resultados similares para la respuesta en supervivencia respecto de un tratamiento control. Trabajos más recientes (Alexander *et al.* 2016) desarrollados en ambientes semiáridos han mostrado una mayor supervivencia en plántulas sometidas a un tratamiento con glifosato y tubo invernadero y una supervivencia más baja en parcelas sometidas a un segado con ácido acético / aceite de naranja.

En relación con el crecimiento en altura y diámetro, aunque algunos trabajos reflejan un crecimiento mejorado con el tratamiento de herbicida (Peñuelas *et al.* 1996), los

resultados obtenidos en estudios más recientes no son tan concluyentes (Navarro-Cerrillo *et al.* 2005; Ceacero *et al.* 2012a; Alexander *et al.* 2016).

Por otro lado, el efecto de los herbicidas sobre la cobertura vegetal es más permanente que en el laboreo, aunque viene determinado por el tipo de herbicida y el momento del tratamiento (Zaragoza *et al.* 1989). No se han observado efectos de fitotoxicidad por oxifluorfen, (Jiménez y Cabezudo 1995; Jiménez y Saavedra 1997), aunque existe una amplia gama de herbicidas con escasa fitotoxicidad. Por tanto, los herbicidas pueden representar una alternativa para la conservación del suelo en repoblaciones, como se ha puesto de manifiesto en varios trabajos con diferentes especies forestales mediterráneas (Fernández-Cavada *et al.* 1995; Jiménez y Cabezuelo 1995; Jiménez 1999; Jiménez y Saavedra 1999; Ortega *et al.* 1999; Ruíz *et al.* 2001). No obstante, y como ya se ha mencionado no se aconseja su uso de manera generalizada ya que cada vez más los herbicidas se perciben socialmente como una seria amenaza para el mantenimiento de las múltiples funciones que proporcionan los bosques (Schmithüsen 2007; Ammer *et al.* 2011).

En cuanto a la dinámica ecológica de las especies controladas, la composición de la vegetación tras la aplicación del herbicida puede ser parcial o completamente diferente de la inicial (Reynolds y Obarymskij 1994; Willoughby y McDonalds 1999), en algunos casos puede ser menos perjudicial para la plantación (Pitt *et al.* 1988), pero alternativamente también puede ser más competitiva que la original (Horsley 1988; Groninger *et al.* 2004). Es importante destacar que la aplicación de herbicidas tiene más impacto en la dominancia relativa de las especies que en su composición o diversidad (Biring *et al.* 2003; Balandier *et al.* 2006).

No obstante, son diversas las ventajas que los herbicidas ofrecen en el mantenimiento del suelo: posibilitan el enraizamiento superficial, alteran menos la cubierta vegetal y, por tanto, reduce el riesgo de erosión conservando mejor la estructura del suelo (Golabi *et al.* 1995). Por el contrario, puede dar lugar a problemas edáficos sobre todo en suelos de texturas finas (formación de costras, compactación o agrietamientos), así como una marcada alteración de la flora y la microfauna asociada o la aparición de biotipos resistentes (Cobb y Kirkwood 2000; Heap 2016). El balance entre estos factores, que en un cultivo agrícola suele ser positivo, en la actividad forestal parece menos evidente dada la ya mencionada diferencia de objetivos. Todo lo anterior, unido al escaso atractivo que tiene esta técnica para el repoblador, tanto en términos económicos como técnicos, hace poco previsible su generalización a corto plazo. A ello habría que añadir el incremento en la presión política y social en Europa para reducir la dependencia de productos químicos en los últimos años (Willoughby *et al.* 2009).

Equipos y aperos. La aplicación de herbicidas por medios mecanizados se podrá realizar, al igual que en cultivos agrícolas leñosos, con pulverizadores hidráulicos de chorro proyectado, comúnmente conocidos como barras de tratamientos, que se acoplarán a un tractor. Para el control de la vegetación competidora en el entorno inmediato de la planta establecida será necesario el uso de pulverizadores portátiles de mochila. La aplicación de herbicidas exige estar en disposición del carnet de aplicador y manipulador de productos fitosanitarios.

Tabla 18.3. Herbicidas autorizados para el control de las malas hierbas en sistemas forestales según el Registro Nacional de Productos Fitosanitarios a diciembre de 2019. La clasificación de peligro responde a los criterios del Reglamento CE 1272/2008. Se incluyen algunos nombres comerciales como ejemplo; la lista completa puede consultarse en el Registro Nacional de Productos Fitosanitarios.

Materia activa	Nombres comerciales	Dosis		Aplicación	Peligro	
		Cantidad	Unidad		Humano	Medioambiental
Tratamientos de preemergencia						
Pendimetalina 33% [EC] P/V	Sharpen 33% EC	4 – 5,5 anuales	L ha^{-1}	Aplicar entre líneas, desde la recolección de la fruta hasta la fijación del fruto de la campaña siguiente	Irritación cutánea Categoría 2 Irritación ocular Categoría 2 Líquidos inflamables Categoría 3 Peligro por aspiración Categoría 1	Acuático agudo 1 Acuático crónico 1
Pendimetalina 36,5% [CS] P/V	Most Micro HL	2,5 – 3 anuales	L ha^{-1}	Aplicar en pulverización dirigida entre líneas, en invierno, antes del inicio del crecimiento de los brotes, en preemergencia de las malas hierbas.	Sensibilización cutánea. Categoría 1 A.	Acuático agudo 1 Acuático crónico 1
Pendimetalina 40% [CS] P/V	Ordago Caps	3	L ha^{-1}	Aplicar en fase de reposo vegetativo		Acuático agudo Acuático crónico 1
Pendimetalina 40% [SC] P/V	Varios productos					

Materia activa	Nombres comerciales	Dosis		Aplicación	Peligro	
		Cantidad	Unidad		Humano	Medioambiental
Tratamientos de postemergencia						
Ácido 2,4-D 16% (Sales Alquilamidopropil y Dimetilamina) + Glifosato 24% (Sal Isopropilamina) [SL] P/V	Kyleo	6	L ha^{-1}		Irritación ocular Categoría 2. Sensibilización cutánea Categoría 1 B.	Acuático crónico 3
Ácido 2,4-D 9,3% (Ester 2-Etilhexil) + Triclopir 10,36% (Ester Butoxietílico) [EC] P/V	Genoxone ZX	1,25	L hl^{-1}	En explotaciones forestales y bosques aplicaciones localizadas a rodales de herbáceas de hoja ancha, zarzas y matorral para conservación de pastos permanentes. Efectuar una única aplicación anual, sin que la zona tratada supere el 20% de la superficie de la parcela.	Irritación cutánea Categoría 2 Lesiones oculares graves Categoría 1 Líquidos inflamables Categoría 3 Peligro por aspiración Categoría 1	Acuático agudo 1 Acuático crónico 2
Ácido Pelargónico 2,04% + Glifosato 0,72% (Sal Isopropilamina) [AL] P/V	Roundup 6H	33 – 40	ml m^{-2}	Árboles con más de 4 años, de porte no rastrero, en aplicación dirigida al suelo. No superar la dosis de 1 l de producto por cada 25 m^2 de suelo.		
Ácido Pelargónico 23,76% [EW] P/V	Compo Herbistop	13	ml m^{-2}		Irritación ocular Categoría 2	Acuático crónico 3
Ácido Pelargónico 3,099% [AL] P/V	Compo Herbistop	100	ml m^{-2}		Irritación ocular Categoría 2	
Diflufencan 4% + Glifosato 25% (Sal Isopropilamina) [SC] P/V	Siroco	3 – 4	L ha^{-1}	Aplicar en post- emergencia precoz a razón de 3,0 – 4,0 L ha^{-1} a todo terreno, en el caso de aplicar en bandas se podrá aplicar a dosis de 4,0 – 6,0 L ha^{-1} (sin superar la dosis de 3,0 L ha^{-1} en el total de la superficie).	Sensibilización cutánea. Categoría 1	Acuático agudo 1 Acuático crónico 1

Materia activa	Nombres comerciales	Dosis		Aplicación	Peligro	
		Cantidad	Unidad		Humano	Medioambiental
Diflufenican 6,25% + Metribuzin 25% [SC] P/V	Tavas	2	L ha^{-1}	Incluye los siguientes frutales de cáscara: nogal, avellano, almendras, nueces de Brasil, anacardos, castañas, cocos, macadamias, pacanas, piñones y pistachos. Aplicar en bandas en preemergencia de la mala hierba.		Acuático agudo 1 Acuático crónico 1
Glifosato 20% (Sal Isopropilamina) + Oxifluorfen 3% [SC] P/V	Laser Plus	200 – 400	L ha^{-1}	Pulverización normal dirigida al suelo, realizando una única aplicación antes de la floración. Ver en el apartado otras indicaciones reglamentarias lo referente a usos menores	Carcinogenicidad Categoría 2	Acuático agudo 1 Acuático crónico 1
Glifosato 36% (Sal Amónica) [SL] P/V	Touchdown Premiun	2 – 5 anuales 5 – 7,5 vivaces	L ha^{-1}	Sólo en cultivos de porte no rastrero, de más de 3-4 años y en aplicación dirigida. Cuando las infestantes sean gramíneas anuales en estado de crecimiento precoz, puede reducirse la dosis hasta 1,5 L ha^{-1}		
Glifosato 36% (Sal Isopropilamina) [SL] P/V	Varios productos					
Glifosato 36% (Sal Isopropilamina) [UL] P/V	Roundup XXI	3 – 6 anuales, 6 – 10 vivaces		Solo en cultivos de porte no rastrero, de mas de 3 – 4 años, en aplicación dirigida.		Acuático crónico 2

Materia activa	Nombres comerciales	Dosis		Aplicación	Peligro	
		Cantidad	Unidad		Humano	Medioambiental
Glifosato 36% (Sal Potásica) [SL] P/V	Roundup Ultra Plus	6 – 10	L ha^{-1}	Sólo en cultivos de porte no rastrero, de más de 3 – 4 años y en aplicación dirigida. Cuando las infestantes sean gramíneas anuales en estado de crecimiento precoz, puede reducirse la dosis hasta 1,5 L ha^{-1}		Acuático crónico 2
	Roundup 36KZ	2 – 4 monocot. 3- 7,2 dicot. 6 - 10 vivaces	L ha^{-1}	Se recomienda el uso de boquillas de baja deriva para las pulverizaciones hidráulicas. Pulverización con campana para tratamientos localizados y rodales. Dosis máxima cuando existan setas silvestres 3,7 L ha^{-1}		
Glifosato 45% (Sal Isopropilamina) [SL] P/V	Varios productos					
Glifosato 45% (Sal Potásica) [SL] P/V	Roundup Energy Pro	2,4 – 4,8 anuales, 4,8 – 8 vivaces	L ha^{-1}	Sólo en cultivos de porte no rastrero, de más de 3 – 4 años y en aplicación dirigida.	Irritación ocular Categoría 2	Acuático crónico 2
Glifosato 48% (Sal Amónica) [SL] P/V	Piton Supreme	1,5 - 6 anuales, 3 - 7,5 vivaces	L ha^{-1}	Una aplicación con un volumen de caldo: 200-400 l/ha mediante pulverización normal con tractor o manual		Acuático crónico 2
Glifosato 48% (Sal Potásica) [SL] P/V	Roundup Ultimate	1,5 - 4,5 anuales, 4,5 - 7,5 vivaces	L ha^{-1}			Acuático crónico 2
Glifosato 68% (Sal Amónica) [SG] P/P	Glyfos Titan	1,5-2,5 anuales, 3 - 5 vivaces	kg ha^{-1}	Sólo en cultivos de porte no rastrero, de más de 3-4 años y en aplicación dirigida.		Acuático crónico 2

Materia activa	Nombres comerciales	Dosis		Aplicación	Peligro	
		Cantidad	Unidad		Humano	Medioambiental
Glifosato 72% [SG] P/P X x	Roundup Revolution	1,5 - 2,8 dicot. anuales 3 malas hierbas vivaces 1 - 1,45 monocot. anuales	kg ha^{-1}	Aplicable a árboles mayores de 3-4 años		Acuático crónico 2
MCPA 50% (Sal Dimetilamina) [SL] P/V	Varios productos					
MCPA 75% (Sal Dimetilamina) [SL] P/V	Varios productos					
Piraflufen-Etil 2,65% [EC] P/V	Gozai	0,25 - 0,35	L ha^{-1}		Irritación cutánea. Categoría 2. Lesiones oculares graves. Categoría 1 Peligro por aspiración. Categoría 1 Toxicidad aguda (inhalación). Categoría 4.	Acuático agudo 1 Acuático crónico 1
Propaquizafop 10% [EC] P/V	Varios productos					
Quizalofop-P-Etil 5% [EC] P/V	Varios productos					

Tabla 18.4. Herbicidas recomendados para distintas especies o grupos de especies según el el Registro Nacional de Productos Fitosanitarios a diciembre de 2019.

Materia activa	Forestales	Nogal	Eucalipto	Quercus	Frondosas	Castaño	Chopos, olmos y álamos
Ácido 2,4-D 16% (Sales Alquilamidopropil y Dimetilamina) + Glifosato 24% (Sal Isopropilamina) [SL] P/V		×		×		×	
Ácido 2,4-D 9,3% (Ester 2-Etilhexil) + Triclopir 10,36% (Ester Butoxietílico) [EC] P/V	×	×	×		×	×	×
Ácido Pelargónico 2,04% + Glifosato 0,72% (Sal Isopropilamina) [AL] P/V	×	×	×	×	×		×
Ácido Pelargónico 23,76% [EW] P/V	×	×				×	
Ácido Pelargónico 3,099% [AL] P/V		×				×	
Diflufencan 4% + Glifosato 25% (Sal Isopropilamina) [SC] P/V		×					
Diflufenican 6,25% + Metribuzin 25% [SC] P/V		×					
Glifosato 20% (Sal Isopropilamina) + Oxifluorfen 3% [SC] P/V		×				×	
Glifosato 36% (Sal Amónica) [SL] P/V	×	×	×	×	×	×	×
Glifosato 36% (Sal Isopropilamina) [SL] P/V	×	×	×	×	×	×	×
Glifosato 36% (Sal Isopropilamina) [UL] P/V	×	×	×	×	×	×	×
Glifosato 36% (Sal Potásica) [SL] P/V	×	×	×	×	×	×	×

Materia activa	Forestales	Nogal	Eucalipto	Quercus	Frondosas	Castaño	Chopos, olmos y álamos
Glifosato 45% (Sal Isopropilamina) [SL] P/V	×	×	×	×	×	×	×
Glifosato 45% (Sal Potásica) [SL] P/V	×	×	×	×	×	×	×
Glifosato 48% (Sal Amónica) [SL] P/V		×				×	×
Glifosato 48% (Sal Potásica) [SL] P/V		×				×	
Glifosato 68% (Sal Amónica) [SG] P/P	×	×	×	×		×	×
Glifosato 72% [SG] P/P X x	×	×				×	
MCPA 50% (Sal Dimetilamina) [SL] P/V		×				×	
MCPA 75% (Sal Dimetilamina) [SL] P/V		×				×	
Pendimetalina 33% [EC] P/V		×				×	
Pendimetalina 36,5% [CS] P/V		×					
Pendimetalina 40% [CS] P/V		×				×	×
Pendimetalina 40% [SC] P/V		×				×	
Piraflufen-Etil 2,65% [EC] P/V		×				×	
Propaquizafop 10% [EC] P/V		×					
Quizalofop-P-Etil 5% [EC] P/V	×	×				×	
Fluroxipir 2% (Ester Metilheptil) + Triclopir 6% (Sal Trimetilamina) [ME] P/V		×	×	×		×	

Rendimiento. No hay valores de referencia de los rendimientos para el tratamiento con herbicidas para la reducción de la competencia en repoblaciones, aunque como valor aproximado se pueden tomar los relativos al mantenimiento de cortafuegos con herbicidas (tabla 18.5).

Tabla 18.5. Rendimientos de aplicación de herbicida de forma manual y mecanizada.

Concepto	Descripción	Rendimiento (h ha^{-1}) (Tragsa 2019)
Aplicación manual de herbicida	Aplicación manual, con mochila, de herbicida sistémico soluble no selectivo, con principio activo a base de glifosato 36% p/v. Dosis: 23 L ha^{-1} al 33% disuelto en el líquido portante; para lugares con altura de matorral < 1 m	56
Aplicación mecanizada de herbicida	Aplicación mecánica con tractor de ruedas y cuba, de herbicida sistémico soluble no selectivo, con principio activo a base de glifosato 36% p/v. Dosis: 23 L ha^{-1} al 33% disuelto en el líquido portante; para lugares con altura de matorral < 1 m y pendientes < 30%	8
Aplicación manual de fitocida alternativo al glifosato	Aplicación en campo de fitocida alternativo al glifosato (por ejemplo, ácido acético) a diferentes dosis.	120

3.5. Cubiertas del suelo, acolchados o *mulch* individuales

Las cubiertas del suelo (también llamadas acolchados o *mulch*) son superficies opacas que se instalan sobre el suelo que rodea a un árbol recién instalado para prevenir el desarrollo de vegetación cerca del tronco y las raíces, gracias a su doble efecto de barrera física y de sombreo (McDonald y Helgerson, 1990; Maggard *et al.* 2012). Además, esta técnica tiene como ventajas asociadas la mejora de las microcondiciones bajo su superficie, pudiendo incrementar la disponibilidad de agua y nutrientes y regular la temperatura del suelo. Existe una gran diversidad de materiales orgánicos e inorgánicos que se pueden emplear para hacer una cubierta del suelo. En función de su estructura las cubiertas pueden ser de partículas (pequeños elementos apilados: astillas, paja, corteza, piedras…) o de lámina, conformando una superficie continua hecha de plástico, bioplástico, textil, papel tratado, cartón u otros (Coello y Piqué 2016; Kader *et al.* 2017).

Esta técnica evita o reduce la necesidad de aplicar desbroces durante los primeros años de una restauración forestal, durante los cuales los árboles son especialmente sensibles a la concurrencia de la vegetación espontánea (Devine *et al.* 2007). Por tanto, se trata de una técnica especialmente interesante en restauraciones en las que la vegetación competidora sea un factor determinante que pueda poner en riesgo el éxito del proyecto.

3.5.1. Efectos de las cubiertas

La supresión de la vegetación competidora en el entorno del árbol permite incrementar la disponibilidad de agua, nutrientes y luz. Como resultado, esta técnica incrementa la

supervivencia y el crecimiento aéreo (Haywood *et al.* 2000; Tarara *et al.* 2000; Green *et al.* 2003, Navarro-Cerrillo *et al.* 2005; 2009; García-Moreno *et al.* 2013; Jiménez *et al.* 2016; Coello *et al.* 2017). Además, se ha evidenciado un efecto positivo sobre la biomasa radical, así como en variables fisiológicas: estado hídrico y nutricional del árbol (Ghosh *et al.* 2006; Kasirajan y Ngouajio 2012; Vitone *et al.* 2016; Coello *et al.* 2017).

A nivel de la microestación, se ha observado cómo las cubiertas suavizan las temperaturas extremas del suelo (Cregg *et al.* 2009; Barajas-Guzmán y Barradas 2011; Arentoft *et al.* 2013; Coello *et al.* 2017) e incrementan la humedad edáfica a diferentes profundidades al reducir la evaporación y la transpiración de la vegetación espontánea (van Lerberghe 1997; Dahiya *et al.* 2007, Laliberté *et al.* 2008; McConkey *et al.* 2012; Arentoft *et al.* 2013). También se ha descrito un incremento de la estabilidad de los agregados del suelo y de las reservas de carbono orgánico, así como una mejora de la estructura y una reducción de la erosividad del viento y la lluvia (Martens 2000; Jacinthe *et al.* 2002; Bronick y Lal 2005; Chalker-Scott 2007; Bautista *et al.* 2009; Jordán *et al.* 2011; Alegre *et al.* 2013). Por último, se han descrito incrementos en los nutrientes del suelo durante la degradación de las cubiertas orgánicas (Merwin *et al.* 2001; Van Sambeek y Garrett 2004). Una ventaja adicional de las cubiertas es que facilitan la localización de los árboles durante los primeros años, facilitándose las tareas de seguimiento y mantenimiento.

Estas evidencias contrastan con los estudios que no han encontrado efectos concluyentes de las cubiertas sobre la respuesta de los árboles o en a nivel de microestación (McDonald y Helgerson, 1990; Houle y Babeux 1994; Adams 1997; Navarro-Cerrillo *et al.* 2004, 2005; Ceacero *et al.* 2012; Pardos *et al.* 2012; Coello *et al.* 2018a, 2018b). La explicación a esta falta de consenso radica en la gran diversidad de modelos empleados y de condiciones de aplicación, lo que dificulta establecer recomendaciones precisas sobre la aplicación de esta técnica (Green *et al.* 2003), si bien pueden establecerse algunos criterios generales, como se muestra a continuación.

3.5.2. Condiciones de aplicación y características de las cubiertas

Los efectos de las cubiertas dependen de un gran número de factores, muchos de los cuales están condicionados por su diseño y composición:

- Condiciones productivas (concurrencia competitiva): los efectos positivos sobre los árboles se dan principalmente en estaciones de productividad media o alta, incluso en condiciones mediterráneas (Adams 1997; Jiménez *et al.* 2014; Coello *et al.* 2017). Sin embargo, en condiciones muy limitantes en las que la vegetación competidora presenta un desarrollo débil el efecto de las cubiertas es poco evidente (Oliet *et al.* 1997; Navarro-Cerrillo *et al.* 2004, 2005; Coello *et al.* 2018a, 2018b), pudiendo permanecer la superficie ahoyada libre de vegetación durante los primeros años sin necesidad de cubiertas o desbroces (Chaar *et al.* 2008; Coello *et al.* 2018a).
- Tamaño de la cubierta: las cubiertas de mayor superficie mantienen al árbol libre de competencia durante un período más prolongado que las cubiertas pequeñas. En línea con el punto anterior, la cubierta debería ser más grande cuanto más productivas sean las condiciones. Las dimensiones mínimas a partir de las cuales el efecto sobre los árboles es patente es a partir de 80 cm

de lado, si bien los mejores efectos se consiguen con cubiertas de al menos 100 cm de lado (Paris *et al.* 1998; Smith *et al.* 2000; Blanco-García y Lindig-Cisneros 2005; Paris *et al.* 2005; Olivera *et al.* 2014; Jiménez *et al.* 2014 y 2016; Vitone *et al.* 2016; Coello *et al.* 2017). Las cubiertas más pequeñas no suelen tener un efecto significativo sobre el desarrollo del árbol (Navarro *et al.* 2005; Dostálek *et al* 2007; Valdecantos *et al.* 2014), aunque puedan percibirse algunas mejoras a nivel de microestación (Valdecantos *et al.*2009; Coello *et al.* 2018a).

- Tipo y efecto de la vegetación competidora: las cubiertas son especialmente eficaces contra la vegetación herbácea, pero la vegetación rebrotadora leñosa puede no ser controlada por completo con las cubiertas, especialmente si éstas son livianas. Las cubiertas de baja densidad (capa fina de partículas, lámina tejida con baja densidad de trama) permiten la germinación y el desarrollo de vegetación a través de su superficie, por lo que deben evitarse en condiciones de productividad media o alta y con un abundante banco de semillas en el suelo.
- Higroscopicidad, permeabilidad y transpirabilidad: estas tres propiedades condicionan el efecto de la cubierta sobre la dinámica de la humedad del suelo. La higroscopicidad es la capacidad de la cubierta de absorber agua y la permeabilidad es la facilidad con la que permite el paso del agua a través de ella hasta el suelo. Por tanto, una alta higroscopicidad (por ejemplo, una cubierta gruesa de pequeñas partículas de madera o corteza) o una baja permeabilidad (por ejemplo, una lámina plástica no tejida) hacen que la cubierta sea una barrera para el agua de un episodio de precipitación ligero, impidiendo su aprovechamiento por el árbol (Haywood y Youngquist 1991; Navarro-Cerrillo *et al.* 2004 y 2005; Coello *et al.* 2017). Por último, la transpirabilidad de una cubierta es la facilidad con la que el agua del suelo se evapora a través de ella. En general, las cubiertas que más dificultan el acceso del agua de lluvia al suelo (alta higroscopicidad, baja permeabilidad) son también las que mejor retienen la humedad de éste (baja transpirabilidad), por lo que hay que valorar conjuntamente estas propiedades para elegir un modelo de cubierta adaptado a las condiciones de la estación. En áreas húmedas y con tendencia al encharcamiento (suelos arcillosos y topografía cóncava) conviene emplear cubiertas transpirables aunque sean higroscópicas: material tejido o partículas gruesas (Debnath, 2014; Vitone *et al.* 2016). La elección es más difícil en zonas de precipitación limitada, donde conviene emplear cubiertas poco higroscópicas y muy permeables, pero que a la vez sean poco transpirables. En este caso, la textura del suelo puede ayudar a ajustar las características de la cubierta, priorizando las de baja transpirabilidad (lámina plástica no tejida, capa intermedia-gruesa de partículas) en suelos de textura gruesa y las de alta transpirabilidad (lámina tejida, capa intermedia-fina de partículas) en suelos de textura fina.
- Propiedades térmicas: una cubierta altera el régimen de temperaturas en los centímetros más superficiales de un suelo en función de su composición, grosor y color. En estaciones mediterráneas y continentales se pueden suavizar las temperaturas extremas del verano empleando cubiertas de color claro o de partículas. En condiciones oceánicas con bajo riesgo de heladas extemporáneas

puede ser interesante incrementar la temperatura del suelo en primavera y otoño para estimular la actividad radical y prolongar el período vegetativo, para lo cual se emplearían cubiertas oscuras y finas, por ejemplo, de plástico o bioplástico negro.

- Durabilidad: los efectos de una cubierta se prolongan durante un período proporcional a sus dimensiones y durabilidad. La cubierta debe ser efectiva al menos mientras esté situada sobre las raíces activas del árbol, un período de tiempo que depende de la productividad de la estación. En general, se recomienda una durabilidad mínima de 3-5 años (Davies 1988; Coello y Piqué 2016). Este objetivo ha limitado el uso de cubiertas biodegradables, si bien en los últimos años comienzan a aparecer modelos que alcanzan estas cifras (Coello *et al.* 2017, 2018b). Otro factor que condiciona la durabilidad de una cubierta es la radiación solar y el viento.
- Especie arbórea: la mejora de la microestación es favorable para todas las especies arbóreas, si bien las especies frondosas parecen responder mejor a esta técnica que las coníferas (van Sambeek, 2010)
- Factores estéticos: el factor visual y paisajístico tiene una gran importancia en algunas restauraciones, como las realizadas en el ámbito de la jardinería, las áreas afectadas por infraestructuras de transporte o en entornos periurbanos, lo que condiciona la elección de las técnicas de plantación a emplear. La gran diversidad de cubiertas disponibles (y elaborables) permite adaptar el color, tamaño, forma y composición a una gran variedad de contextos. Por ejemplo, las cubiertas más empleadas en jardinería son las realizadas en forma circular con astillas, corteza triturada o piedras.

3.5.3. Modelos de cubierta

La tabla 18.6 describe los principales tipos de cubierta del suelo, así como una breve evaluación de sus características.

En los trabajos que comparan varias cubiertas en un mismo sitio el resultado predominante es la ausencia de diferencias notables en su efecto total agregado, aunque haya variables o años en los que sí se observe un comportamiento diferente según el modelo (Garlotta 2001; Samyn y De Vos 2002; Abouziena *et al.* 2008; Stafne *et al.* 2009; Maggard *et al.* 2012; Solomakhin *et al.* 2012; Coello *et al.* 2017, 2018a y b; Vitone *et al.* 2016). Por tanto, existe un amplio rango de tipos de cubierta aptos para cada estación, siempre que se escojan con criterio técnico y adaptados al régimen climático (precipitación, temperatura, viento) y a las características del suelo (especialmente, textura), como se ha descrito previamente. Además, los nuevos modelos de cubierta que van apareciendo en el mercado aumentan el abanico de opciones técnicas y estéticas disponibles para diferentes proyectos de restauración, pudiéndose priorizar la minimización del coste (cubierta plástica), la inversión en mantenimiento (cubiertas biodegradables que no deben ser retiradas) o los resultados ambientales y sociales, empleando materias primas renovables, recicladas o reciclables y con criterios de economía circular (Álvarez-Chávez *et al.* 2012; Kasirajan y Ngouajio 2012; Coello y Piqué 2016).

Tabla 18.6. Descripción de los principales tipos de cubierta del suelo (adaptado de Coello y Piqué 2016).

Tipo de cubierta	Sub-tipo / material	Características
Cubiertas de partículas (fragmentos apilados)	Orgánica: paja, astillas, madera rameal fragmentada, corteza	Suelen tener una alta higroscopicidad y baja transpirabilidad, y una alta capacidad de suavizar las temperaturas extremas, con un efecto más marcado cuanto más gruesa sea la capa y más pequeñas las partículas. En zonas mediterráneas conviene emplear grosores de 7-10 cm y en áreas húmedas conviene emplear grosores de 12-15 cm. Se debe evitar la acumulación de partículas en contacto con el cuello de la raíz y el tronco para evitar pudriciones. Biodegradables: no es necesario retirarlas y al degradarse aportan materia orgánica que puede ser muy nutritiva si tienen un alto contenido de nitrógeno (madera rameal fragmentada). Puede ser necesario reponer parte de la cubierta en áreas ventosas, especialmente si el material es muy ligero (paja). Efectos muy dependientes de varios factores, por lo que son difíciles de configurar y de definir la composición más adecuada: material, compostaje, grosor, calibre de partícula, etc. Alto valor estético y posibilidad de valorizar residuos o sub-productos.
	Inorgánica: piedras	Empleado en zonas con gran abundancia de piedras. Material no higroscópico que puede inducir la condensación de la humedad ambiental. No es necesario retirarlas. Funcionamiento difícil de predecir: grosor de cubierta, tamaño y forma de las piedras, color, etc.
Cubiertas de lámina	Plástico: film o tejido	Material barato y duradero, sobre todo si está tratado anti-UV. Gran versatilidad de tamaños, colores y formas. Film: no es permeable ni transpirable; tejido: permeable y transpirable. Es necesario retirarlo una vez ha cumplido su función. Material de origen no renovable y no reciclable. Funcionamiento homogéneo y previsible. Impacto visual, especialmente las cubiertas negras
	Bioplástico: film biodegradable	Los nuevos materiales son cada vez más duraderos y baratos, aunque aún no alcanzan las propiedades del plástico. Biodegradable y de origen renovable: no es necesaria su retirada; posibilidad de valorizar residuos. Funcionamiento homogéneo y previsible. Impacto visual, especialmente las cubiertas negras.
	Textil: tejido o fieltro	Gran variedad de materiales disponibles, con un funcionamiento variable y difícil de prever. Superficies (semi)rrígidas: alto coste y larga durabilidad: se pueden instalar sin elementos externos de fijación y sin enterrar el perímetro. Posibilidad de valorizar residuos y sub-productos y de emplear materias primas renovables (o recicladas) y biodegradables (o reciclables / reutilizables).
	Superficies rígidas o semirrígidas: cartón, madera, goma reciclada, etc.	

3.5.4. Las cubiertas como alternativa a los desbroces

Las cubiertas del suelo son una alternativa a los desbroces físicos (destrucción de la vegetación con métodos manuales o mecanizados) y químicos (aplicación de herbicidas), que es la técnica más empleada en plantaciones forestales en Europa (Willoughby *et al.* 2009) debido a su buena relación coste-eficacia (George y Brennan 2002) (figura 18.7). Sin embargo, el impacto ambiental de los desbroces químicos y el creciente rechazo social limita cada vez más su aplicación en Europa y Norteamérica (Willoughby *et al.* 2009; Ammer *et al.* 2011; Thiffault y Roy 2011).

Cubierta orgánica de madera astillada. Cubierta plástica de film de polietileno.

Figura 18.7. Ejemplos de cubiertas en plantaciones forestales (fotos: J Coello).

Los estudios que comparan los efectos de las cubiertas y los desbroces sobre la supervivencia y el crecimiento inicial muestran resultados diversos. El trabajo más completo en este ámbito es de van Sambeek (2010), que estudió más de 110 publicaciones con diversos tratamientos contra la vegetación competidora, concluyendo que, en el caso de las frondosas, las mejores respuestas se obtienen con las cubiertas seguidas de desbroces químicos. En el caso de las coníferas, el desbroce químico parece dar una respuesta ligeramente superior a las cubiertas y a los desbroces físicos. Los trabajos que comparan en un mismo terreno las cubiertas y el desbroce químico muestran resultados no concluyentes (Haywood 2000; Navarro-Cerrillo *et al.* 2005; Stafne *et al.* 2009; Atucha *et al.* 2011; Thakur *et al.* 2012; Vitone *et al.* 2016), si bien hay casos favorables a las cubiertas (Geyer 2002) o al herbicida (Bendfeldt *et al.* 2001; Coello *et al.* 2017) especialmente en años secos y cuando éste se aplica de manera tardía.

En cuanto a los costes de cada técnica, Coello y Piqué (2016) compararon los resultados (adquisición, transporte, instalación, eliminación) de cubiertas plásticas, biodegradables y reutilizables con los del desbroce físico y químico (coste de aplicación), en diversas

condiciones productivas, de accesibilidad y de coste de la mano de obra. Las principales conclusiones son que, en áreas de baja productividad (necesidad de aplicar hasta dos desbroces) las cubiertas no son una alternativa económicamente viable. Sin embargo, a medida que aumenta la productividad (y por tanto el número de desbroces necesarios) y empeora la accesibilidad y transitabilidad del terreno y aumenta el coste de la mano de obra, el uso de las cubiertas resulta competitivo frente a los desbroces físicos e incluso frente a los químicos. Además, en áreas de mala accesibilidad y con un alto coste de mano de obra las cubiertas biodegradables son una alternativa viable a las cubiertas plásticas, debido al elevado coste de retirada de éstas.

Cabe añadir que la elección entre las diferentes técnicas de lucha contra la vegetación competidora debe considerar, además del coste, los aspectos operativos (priorización de la inversión al inicio de la plantación o repartida durante los primeros años; perfil y capacidad del promotor de la restauración) y social – ambiental: impacto visual e impacto ambiental asumible (considerando su ciclo de vida completo) para el área de aplicación.

3.5.5. Otros aspectos prácticos de las cubiertas

La instalación de las cubiertas se realiza de manera manual. Las cubiertas de lámina deben estar bien fijadas al suelo (con clavos en forma de U o enterrando el perímetro) para evitar que el viento doble la cubierta, lo que reduciría su superficie efectiva y podría dañar el árbol. Enterrar el perímetro permite además minimizar las pérdidas de agua edáfica por evaporación.

En algunas experiencias de campo se ha observado cómo el jabalí detecta la humedad bajo la cubierta y puede arrancar varias unidades en busca de alimento. Otra interacción con la fauna es el uso que pueden hacer algunos roedores (especialmente, topos) de las cubiertas como refugio.

Una variante de aplicación de las cubiertas del suelo, común en fruticultura y horticultura, son las cubiertas longitudinales que abarcan una hilera completa de plantación, si bien su aplicación en restauración forestal estaría restringida a terrenos fácilmente mecanizables y con hileras de alta densidad de plantación, como por ejemplo los cultivos leñosos con finalidad energética.

4. Control biológico

Las medidas de control biológico consisten en la aplicación de enemigos naturales (insectos, hongos, virus y bacterias) de las especies competidoras con el fin de prevenir su diseminación, y por lo tanto su expansión (Vasic *et al.* 2012; Harding y Raizada 2015).

Hay dos estrategias principales para el control biológico de especies competidoras: el enfoque clásico y la aplicación de bioherbicidas.

En la estrategia clásica, el control se consigue mediante la importación y liberación de agentes patógenos virulentos altamente específicos en su región natal sobre la especie objetivo de control. Se fundamenta en recrear el balance natural para reducir la población de especies competidoras a través de la auto-perpetuación y dispersión natural del patógeno (Watson 1991; Green 2003). Se utiliza para eliminar especies exóticas.

Los bioherbicidas son patógenos vegetales desarrollados y utilizados como los herbicidas químicos para el control de la competencia. Tras la correspondiente selección de patógenos endémicos en el lugar en que la vegetación competidora es un problema y el análisis de su virulencia, se procederá a la aplicación del inóculo cuando las condiciones ambientales sean favorables y la especie objetivo se encuentre en una etapa susceptible de su desarrollo (Green 2003; Charudattan 2001). Una vez eliminada la vegetación competidora, las restricciones naturales o fisiológicas conducirán a la población del patógeno a un nivel no destructivo. Según diversos autores (Shamoun y Sieber 2000), es uno de los enfoques más prometedores para el manejo de la competencia en bosques nativos.

El control biológico evita los riesgos ambientales derivados de los tratamientos químicos (Ghosheh 2005), aunque también tiene sus limitaciones. Por un lado, no se puede eliminar totalmente la vegetación competidora debido a que el agente biológico depende de ella para sobrevivir. Por otro, en ocasiones resulta complejo diseñar una estrategia de control biológico ya que las plantas cultivadas y las herbáceas competidoras presentan muchas similitudes (Konstantinovic 1999). Además, en el control clásico el uso de agentes exóticos puede ser un problema dadas las regulaciones existentes sobre importación de estos organismos (Green 2003).

Existen numerosos ejemplos de éxito de control biológico de especies competidoras, especialmente en Norte América (Canadá) y Australia (Setliff 2002; Bailey 2014). En Europa, y particularmente en España, el desarrollo de estas técnicas aplicadas a las especies forestales está siendo más escaso. En un trabajo desarrollado en Portugal, Marchante *et al.* (2011) utilizaron la avispa *Trichilogaster acaciaelongifoliae* para el control de *Acacia longifolia,* ampliamente distribuida como especie invasora en el país vecino. En Holanda, el basidiomiceto *Chondrostereum purpureum* se comercializa como BioChon para el control de especies del género *Prunus* spp. procedentes de Norteamérica y otras especies del género *Populus* (de Jong 2000).

5. Justificación de la propuesta de actuación

Comprender y mejorar el establecimiento de brinzales en la restauración de ecosistemas mediterráneos implica conocer cada vez mejor las complejas y múltiples interacciones entre la planta (ver capítulo 5) y los factores que condicionan su establecimiento: condiciones ambientales, el manejo de la planta, morfología y fisiología, competencia, etc. (Ketchum y Rose 2000; Navarro-Cerrillo *et al.* 2006a; Palacios *et al.* 2009).

De la enorme diversidad de formas de interacción existentes, algunas afectarán directamente a los procedimientos de control de la competencia, determinando la respuesta de la planta establecida y otras formas, pueden constituir en sí mismas un mecanismo de control de la competencia si se manejan de manera adecuada.

5.1. Interacciones planta-planta y competencia (mecanismos de facilitación y alelopatía)

Las formas de interacción clásica planta-planta están ampliamente documentadas y regulan los procesos de competencia entre especies debido fundamentalmente a la lucha

por los recursos disponibles. Por ejemplo, el efecto de sombreo profundo que ejercen determinados árboles puede condicionar la presencia de especies intolerantes a la sombra; el crecimiento de plantas de sotobosque puede verse afectado por los efectos del estrato arbóreo sobre la disponibilidad de agua y nutrientes.

Sin embargo, no todas las interacciones entre la vegetación pre-existente y la vegetación introducida han de ser necesariamente negativas. En terrenos forestales y en aquellos con vegetación menos competitiva que las herbáceas (propias de suelos agrícolas), es frecuente encontrar interacciones positivas, al menos a corto plazo y en medios áridos (Navarro-Cerrillo *et al.* 2006 a y b). La concentración de recursos edáficos y la mejora del microclima asociada a las manchas de vegetación pueden proporcionar microambientes favorables para la introducción de especies de interés (Vallejo *et al.* 2006; Gómez-Aparicio 2009; Perkins 2015; Amat *et al.* 2015; Valenzuela *et al.* 2016).

Existen diversas experiencias en ambientes mediterráneos que reconocen la importancia de la facilitación en el establecimiento de diferentes especies bajo variadas condiciones ecológicas. Buena muestra de ello son los trabajos de Gómez-Aparicio *et al.* (2005) y Zamora *et al.* (2001a y b). En estos últimos, localizados en Sierra Nevada, se observó una mejora de la supervivencia de plantones de encina y pino al amparo de distintas especies de matorral y un incremento del efecto facilitador a medida que aumentaba la adversidad de las condiciones climáticas. Los resultados obtenidos llevaron a los citados autores a proponer la incorporación de la facilitación en el diseño de programas de restauración en áreas de montaña mediterránea.

Sin embargo, con este mismo criterio también han sido constatados fenómenos de interacción negativa, como los registrados en alcornoque por Pérez-Devesa *et al.* (2008) y los obtenidos por Maestre *et al.* (2003a), cuando observaron que *Pinus halepensis* no facilitaba el establecimiento de matorral de etapas avanzadas en la sucesión vegetal en condiciones semiáridas.

Por tanto, el balance entre competencia y facilitación es complejo y establecer pautas generalizadas sobre ello resulta desaconsejable (Vallejo *et al.* 2006). La naturaleza de estas interacciones es dinámica y puede depender de la especie y las condiciones edáficas y climáticas, variando de un año a otro y de una repoblación a otra (Maestre *et al.* 2003b, 2004). En estepas mediterráneas se ha observado que cuando se analizan los fenómenos de facilitación en comunidades multiespecíficas será fundamental la consideración de los atributos de la comunidad (tamaño, densidad del dosel, cubierta vegetal, número de especies y naturaleza de las especies, acumulación de desfronde, etc.) para la evaluación de los resultados de interacción por parejas (Amat *et al.* 2015). Por su parte, el trabajo de meta-análisis desarrollado por Gómez-Aparicio (2009) sobre restauración de ecosistemas degradados incide en la influencia que ejerce la forma de vida de las especies que interactúan, especialmente la de las especies vecinas, sobre el resultado de la interacción. De manera que, en términos generales, las hierbas tienen fuertes efectos negativos, especialmente en otras especies de hierbas, mientras que los arbustos, muestran importantes efectos de facilitación, sobre todo en árboles.

Otro tipo de interacción a la que conviene hacer referencia es la relacionada con la propia capacidad intrínseca de las especies introducidas para suprimir la vegetación que compite con ellas (Wishnie *et al.* 2007; Vasic *et al.* 2012), ya que en ocasiones el éxito de la repoblación puede depender de este tipo de interacciones planta-planta como alternativa económica al empleo de técnicas tradicionales.

La alelopatía es un fenómeno en el que las plantas introducidas secretan exudados que afectan a la supresión de la vegetación competidora, manifestándose por su incapacidad de prosperar o su lento desarrollo (Vasic *et al.* 2012).

Aunque aún existen importantes lagunas de conocimiento, algunas especies de árboles producen aleloquímicos que pueden inhibir la germinación o el crecimiento de herbáceas y plantas del sotobosque. (Matok *et al.* 2009; Kaur *et al.* 2011; Wu *et al.* 2011; Cummings *et al.* 2012). Aún se necesitan más estudios experimentales para establecer los efectos de la alelopatía de especies arbóreas sobre las especies herbáceas. Sin embargo, la comprensión de estos mecanismos alelopáticos abre una puerta para el diseño de nuevas estrategias aplicadas a la restauración mediante la promoción de especies de interés (por ejemplo, pastizales) y la exclusión de especies competitivas no deseadas.

En este sentido, Cummings *et al.* (2012) realizaron una revisión de la potencialidad de estas técnicas y de las diferentes experiencias realizadas hasta el momento en esta materia. Entre los trabajos analizados destacan algunos desarrollados en España como los de Varela-Burgos *et al.* (2012) en los que se observó en laboratorio un control de la germinación y el desarrollo de especies de matorral mediterráneo (*Cistus* spp.) por el efecto alelopático de las acículas de *Pinus pinea*. Otros trabajos de interés son los desarrollados por Lorenzo *et al.* (2011), Verdeguer *et al.* (2009) y Hussain *et al.* (2011), que se centran en el análisis de los efectos en los géneros *Eucaliptus* spp. y *Acacia* spp.

5.2. Interacciones manejo de la competencia-fauna

La estrategia de manejo de la competencia elegida condiciona el efecto de agentes naturales de control de la competencia como la fauna, aunque los resultados obtenidos no son totalmente concluyentes (van der Laat *et al.* 2015). Algunos estudios (Harrison *et al.* 2003) muestran que las técnicas de no laboreo parecen ser las más adecuadas para exponer las semillas de herbáceas en la superficie del suelo y así mantener a las poblaciones de predadores de dichas semillas. En contraposición, otros trabajos (Cardina *et al.* 1996; Cromar *et al.* 1999) no detectan diferencias entre las tasas de predación de semillas para un tratamiento con arado y el no laboreo de la superficie. Ratones, escarabajos y aves pueden consumir grandes cantidades de semillas de herbáceas, pero estas cantidades varían con la especie, el tiempo y el espacio (Lutman *et al.* 2002; Harrison *et al.* 2003; Westerman *et al.* 2003a y b; O'Rourke *et al.* 2006). La contribución de los predadores de semillas al control de la vegetación competidora es aun considerablemente desconocida (Forcella 2003). Por su parte, la práctica de laboreo utilizada afecta tanto a los predadores como a la disponibilidad de semillas de herbáceas. Concretamente, el laboreo condiciona de forma más importante el número de semillas disponibles para los predadores en la superficie del suelo que la densidad activa de predadores (van der Laat *et al.* 2015).

5.3. Interacciones control de la competencia-características de estación

Tanto el control de la competencia como las condiciones edáficas de estación se han señalado como factores limitantes para la forestación de tierras agrarias en ambientes mediterráneos (Navarro Cerrillo *et al.* 2004). En los últimos años diversos estudios han destacado el papel de la heterogeneidad espacial de las condiciones edáficas y su posible afección al establecimiento de la vegetación (Whisenant 1999; Rubio y Escudero 2000; Maestre y Cortina 2002; Maestre *et al.* 2003b; del Campo *et al.* 2005a y b, 2007; Vallejo *et al.* 2012; Valenzuela *et al.* 2016).

Por su parte, Ceacero *et al.* (2012a, 2020) ponen de manifiesto la importancia de considerar las interacciones entre las condiciones de estación y el control de la competencia herbácea para obtener una explicación óptima del éxito de la repoblación. En dicho trabajo, la pedregosidad del suelo se reveló como un factor clave sobre la respuesta en supervivencia. La supervivencia explicada por los tratamientos de conservación del suelo (laboreo, *mulch* y herbicida) y de protección de la vegetación (tubo invernadero) (figura 18.8) debía interpretarse con la suficiente cautela, ya que era necesario integrar el efecto de confusión que la variable contenido de grava del suelo introducía en el modelo explicativo ideado para la supervivencia.

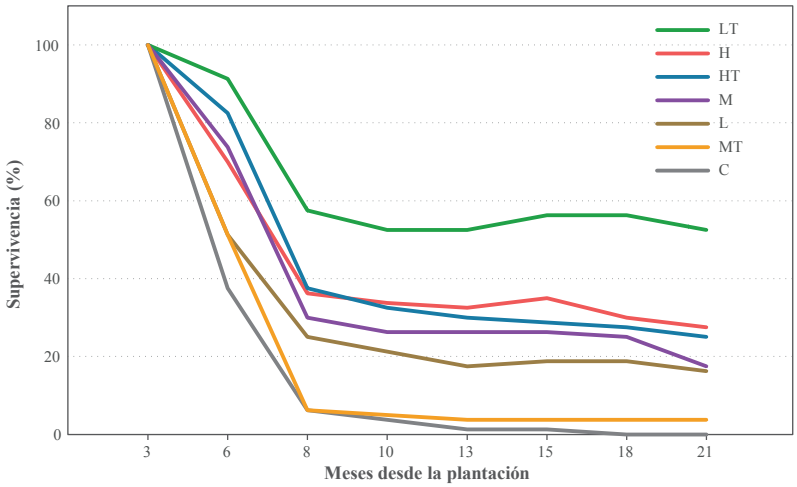


Figura 18.8. Evolución de la supervivencia de *Quercus ilex* subsp. *ballota* en un terreno agrícola abandonado en la provincia de Córdoba según diferentes tratamientos de control de la vegetación y de mejora del establecimiento (C: control; H: aplicación de oxifluorfen 24 % a una dosis de 2 kg de materia activa por hectárea a principios del mes de mayo; L: laboreo mediante dos pases de cultivador rotatorio sobre tractor de 40 CV hasta una profundidad de 5 cm en el mes de mayo; M: acolchado plástico polietileno negro de 1 m^2 de superficie de 40 µm de espesor y enterrado manualmente a 3 cm de profundidad; T: tubo invernadero Fortetub® de 60 cm de altura y de 86 a 110 mm de diámetro, fabricado en polipropileno en doble capa inyectado, de color marrón claro y ventilado, con numerosos agujeros dispersos sobre la parte superior del tubo) (modificado de Ceacero *et al.* (2012a)).

Las técnicas de mejora de las acciones de restauración basadas en el conocimiento de variables edafológicas y de los patrones espaciales de distribución de dichas variables, pueden concretarse definiendo áreas o zonas de optimización (contenido gravas < 5%), áreas de exclusión de tratamientos (contenido de gravas>15%) y finalmente zonas de transición (5% < contenido gravas < 15%) en las labores de reforestación. El paso siguiente en la consecución del éxito de estas labores, supondría la priorización de la aplicación de técnicas de control de la competencia como el empleo de oxifluorfen, el *mulch* o el propio laboreo sobre aquellas zonas previamente catalogadas como óptimas o en transición.

5.4. Interacciones entre técnicas de control de la competencia

El control de la vegetación competidora y los efectos de la protección con tubos invernadero y otras técnicas sobre la respuesta de la planta introducida han sido tratados ampliamente como factores independientes en la literatura (Oliet y Jacobs 2007; Willoughby *et al.* 2009; Puértolas *et al.* 2010; Ammer *et al.* 2011). Sin embargo, hay una carencia de investigación sobre los efectos combinados de ambos tratamientos.

Algunos autores han observado que es la sinergia producida por la interacción entre la protección de la planta (viento, radiación, temperatura, etc.) y el control de la competencia herbácea derivado de los tratamientos de conservación, el efecto que domina la respuesta en supervivencia y especialmente en crecimiento (Navarro-Cerrillo *et al.* 2005; Rey Benayas *et al.* 2005; Laliberté *et al.* 2008; Ceacero *et al.* 2014; Alexander *et al.* 2016).

Determinados trabajos muestran que el tratamiento de la competencia de manera individualizada no contribuía inequívocamente a la mejora de los resultados de crecimiento. No todos los tratamientos mejoraron los resultados observados para el tratamiento control, lo que se ha relacionado con que la modificación de recursos proporcionada por el control de la competencia herbácea puede no tener un efecto determinante sobre el crecimiento de los brinzales durante los primeros años tras la plantación (Navarro-Cerrillo *et al.* 2005; Ceacero *et al.* 2014; Alexander *et al.* 2016). Sin embargo, la interacción de la protección y el control competencia se convierte en una alternativa interesante como técnica de restauración, especialmente en terrenos agrícolas. El control de la competencia en torno a la planta introducida durante los primeros años de establecimiento cuando la dinámica de la vegetación herbácea la hace más agresiva, unido a la potencialidad del tubo invernadero para incrementar el desarrollo en altura de los brinzales, podría acelerar la incorporación de la planta introducida al estrato dominante y limitar así el efecto negativo de la competencia herbácea (Frochot *et al.* 2002; Balandier *et al.* 2006).

A pesar del contrastado efecto favorable de un mayor crecimiento en altura que el uso del tubo invernadero produce (ver capítulo 18), el manejo de estas técnicas combinadas, especialmente en ecosistemas mediterráneos, debe considerar la influencia que el tubo tiene sobre el desarrollo en diámetro y la morfología radicular, pues se trata de un elemento morfo-fisiológico clave desde el punto de la tolerancia al estrés hídrico (Navarro-Cerrillo *et al.* 2005; Villar-Salvador *et al.* 2012; Grossnickle 2012).

5.5. Modelo de gestión para el control de la competencia herbácea en repoblaciones forestales en tierras agrícolas de ámbitos mediterráneos

Los nuevos programas de restauración deben ser diversos, adaptados a las condiciones de estación, autosostenibles, y dirigidos a proporcionar múltiples servicios ecosistémicos en un contexto de cambio global (Pausas *et al.* 2004; Stanturf *et al.* 2014).

Considerando que el control de la competencia y las condiciones edáficas se han señalado como factores muy limitantes para el establecimiento de sistemas agrosilvopastorales en ambientes mediterráneos, las estrategias de gestión deben definir áreas de optimización frente a las condiciones edafológicas de estación y diseñar sistemas de manejo de la vegetación basados en prácticas de control de la competencia. El sistema propuesto consiste en proceder al control de la vegetación en el entorno inmediato de la planta introducida (1 - 2 m), durante los primeros años de la plantación, mientras se conservan cubiertas vegetales de interés entre líneas de plantación.

De acuerdo con Wagner *et al.* (1999), el control temprano de la competencia herbácea en el primer e incluso en el segundo año desde la plantación mejora la respuesta de la planta establecida. Otros autores (McDonald 1986), en plantaciones con coníferas, indican que las herbáceas no son deseables durante los primeros 5 años pero a partir de ese momento, estas especies pueden ayudar al crecimiento de las plántulas excluyendo física y químicamente otra especies más competitivas, como los matorrales de raíz profunda. La extensión del control hasta al menos el segundo año de establecimiento puede ser una práctica recomendable (Chaar *et al.* 2008; Ceacero *et al.* 2012b, 2014), ya que se ha observado que la planta no supera totalmente el estrés de plantación hasta el segundo año, cuando la reactivación de los procesos fisiológicos parecen adecuarse en mayor medida a las nuevas condiciones de estación.

Las cubiertas vegetales entre líneas defenderán el suelo frente a la erosión y conservarán la diversidad florística, así como la generación de hábitat y alimento de especies de vertebrados e invertebrados (Hartley 2002; Balandier *et al.* 2006). Se ha señalado que la heterogeneidad espacial provocada por una limpieza discontinua de la vegetación puede promover la biodiversidad (WWF 2006). Al mismo tiempo, las cubiertas vegetales incrementan las entradas de carbono al suelo, su capacidad de intercambio catiónico y la estabilidad de sus agregados (Bronick y Lal 2005). Estas cubiertas pueden ser gestionadas para promover la sustitución progresiva de las especies presentes hacia otras de interés pascícola y para la implantación de medidas de prevención de incendios en zonas de alto riesgo (Navarro *et al.* 2004). Una alternativa que resulta de fácil ejecución es realizar una siembra de un cultivo como cereal (por ejemplo, cebada) y/o leguminosa (por ejemplo, veza, *Lupinus* spp.). Posteriormente se realiza una aplicación de herbicida o siega mecánica (aproximadamente en el momento del encañado del cereal o floración de la leguminosa), dejando los restos secos sobre el suelo, para así favorecer el enriquecimiento del suelo y protegerlo de la erosión. De esta forma se limita la competencia de la siembra con los árboles, se limita el desarrollo de poblaciones de especies agresivas, y, como se realiza en franjas, se limita el riesgo de incendio.

En ocasiones, resulta complejo recomendar una determinada estrategia de control como la más adecuada. La enorme casuística de situaciones de competencia lleva a los gestores

al uso de diferentes modelos de control, que deben ser adaptados a cada situación de manera específica (Richardson *et al.* 2006). En términos generales, las estrategias de control precisarán de técnicas innovadoras contra el efecto negativo de la sequía y la vegetación competidora y que cumplan con los siguientes requisitos (Coello *et al.* 2016):

- Mínima mano de obra necesaria para su instalación / aplicación y para su eliminación.
- Bajo coste de adquisición, instalación / aplicación y eliminación.
- Bajo impacto ambiental. Deben estar basados preferentemente en materias primas recicladas o reciclables y ser inocuas con el medio.

Diversas técnicas de plantación y conservación del suelo, como herbicidas, no laboreo todo el año, laboreo y escarda, *mulch* o combinaciones de las anteriores se han mostraron efectivas en la mejora de la respuesta de plantación (Willoughby *et al.* 2009; Alexander *et al.* 2016), especialmente en las condiciones más productivas (mediterráneo continental y mediterráneo húmedo), con suelos ricos en nutrientes y con una adecuada provisión hídrica (Coello *et al.* 2016).

Si bien determinadas estrategias de control de la competencia pueden requerir la acción continuada de los tratamientos de control (laboreo, siegas), con el paso de los años y a medida que se desarrollen los plantones, las intervenciones deben reducirse progresivamente hasta abocar en una conservación óptima a base de ganado (o aprovechamiento cinegético) y la mejora del estrato herbáceo hacia estructuras que podrían ser objeto o no de aprovechamiento directo (por ejemplo, ganado) o indirecto (por ejemplo, regulación del régimen hidrológico). La aplicación de herbicida, aunque con una adecuada respuesta, no resulta recomendable como práctica habitual por cuestiones ecológicas y de manejo, tales como la contaminación ambiental y la aparición de resistencias por parte de la vegetación (Heap 2016; Whilloughby *et al.* 2009). Las alternativas de control mediante tratamientos mecanizados, como el mínimo laboreo o la escarda, deben ser coste-eficientes para que resulten de interés al propietario o gestor de la forestación (Kurstjens 2007). El laboreo mínimo se ha mostrado más eficiente de cara al mantenimiento de la calidad de las características edafológicas que el laboreo convencional (Warkentin 2001; Filho *et al.* 2002; Zuber y Villamil 2016).

Los resultados de la aplicación de *mulch* en ámbitos forestales no han sido totalmente concluyentes, siendo necesario desarrollar más trabajos que evalúen su efectividad en un amplio rango de condiciones (Green *et al.* 2003). En este sentido, estudios recientes (Coello *et al.* 2016) han mostrado que los nuevos modelos de cubiertas biodegradables (a base de biopolímeros y yute) presentan importantes ventajas técnicas (ausencia de costes de retirada) y ambientales (reciclado, control de residuos) frente a las cubiertas plásticas tradicionales, por lo que pueden ser una alternativa muy interesante, especialmente en forestaciones de áreas de mala accesibilidad.

Finalmente, la protección del individuo con tubo invernadero se ha mostrado como un complemento efectivo al control de la competencia herbácea en determinadas circunstancias (Navarro-Cerrillo *et al.* 2005; Ceacero *et al.* 2014; Alexander *et al.* 2016). En repetidas ocasiones la presencia del tubo justificó los resultados obtenidos en la plantación en mayor medida que el propio tratamiento de control de la competencia.

Por tanto, se recomienda la adopción de sistemas de manejo de la vegetación fundamentados en un enfoque integrado. Estos enfoques pueden requerir de la combinación de múltiples técnicas en un mismo espacio (Buhler 2002; Kurstjens 2007). La combinación de la protección del individuo y el control de la competencia en el entorno de la planta, mientras se mantienen cubiertas vegetales entre líneas de plantación se ha mostrado como una opción interesante para la reforestación de tierras agrarias en ambientes mediterráneos.

BIBLIOGRAFÍA

Abouziena HF, El-Saeid, HM, Amin, AAE (2014) Water loss by weeds: a review. Int J Chemtech Res 7 (1):323–336

Abouziena HF, Hafez OM, El-Metwally IM, Sharma SD, Singh M (2008) Comparison of weed suppression y mandarin fruit yield y quality obtained with organic mulches, synthetic mulches, cultivation, y glyphosate. HortScience 43:795-799

Adams, JC (1997) Mulching improves early growth of four oak species in plantation establishment. South J Appl For 21(1): 44-46

Alegre S, Cortizo M, Simões DC, McDonald L, Keizer JJ (2013) Effectiveness of hydromulching to reduce runoff y erosion in a recently burnt pine plantation in Central Portugal. Land Degrad Dev 27(5):1319-1333

Alexander HD, Moczygemba J, Dick K (2016) Growth y survival of thornscrub forest seedlings in response to restoration strategies aimed at alleviating abiotic y biotic stressors. J Arid Environ 124:180-188

Álvarez-Chávez CR, Edwards S, Moure-Eraso R, Geiser K (2012) Sustainability of bio-based plastics: general comparative analysis y recommendations for improvement. J Clean Prod 23:47-56

Amat B, Cortina J, Zubcoff JJ (2015) Community attributes determine facilitation potential in a semi-arid steppe. Perspect Plant Ecol Syst 17 (1):24-33

Ammer C, Balandier P, Bentsen NS, Coll L, Löf M (2011) Forest vegetation management under debate: an introduction. Eur J For Res 130:1-5

Anderson LS, Sinclair FL (1993) Ecological interactions in agroforestry systems. Agrofor Abstr 54:57-91

Arentoft BW, Ali A, Streibig JC, Andreasen C (2013) A new method to evaluate the weed-suppressing effect of mulches: a comparison between spruce bark y cocoa huso mulches Weed Res 53 (3):169-175

Athy ER, Keiffer CH, Stevens H (2006) Effects of mulch on Seedlings y Soil on a Closed Landfill. Restor Ecol 14 (2):233–241

Atucha A, Merwin IA, Brown MG (2011) Long-term effects of four groundcover management systems in an apple orchard. Hortscience 46(8):1176–1183

Bailey KL (2014) The bioherbicide approach to weed control using plant pathogens. In: Abrol DP (ed) Integrated Pest Management: Current Concepts y Ecological Perspective, Elsevier, San Diego, pp 245–266

Balandier P, Collet C, Miller JH, Reynolds PE, Zedaker SM (2006) Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms y dynamics of crop tree competition by neighbouring vegetation. Forestry 79(1):3-27

Barajas-Guzmán MG, Barradas VL (2011) Microclimate y sapling survival under organic y polyethylene mulch in a tropical dry deciduous forest. Bol Soc Bot Méx 88:27-34

Bastida F, Menéndez J (2004) Ecología de las poblaciones de malas hierbas presentes en forestaciones agrarias. En: Fernández P, González E, Martínez A, Navarro-Cerrillo, R (eds) Mantenimiento y conservación del suelo en forestaciones agrarias, Asociación Española Agricultura de Conservación/Suelos Vivos y ETS Ingenieros Agrónomos y de Montes de la Universidad de Córdoba, Córdoba, pp 111-137

Bautista S, Robichaud PR, Bladé C (2009) Post-fire Mulching. In Fire effects on soils y restoration strategies, Cerdà A, Robichaud PR (eds). Science Publishers, Inc, Enfield: New Hampshire, USA; 353–372.

Bendfeldt ES, Feldhake CM, Burger JA (2001) Establishing trees in an Appalachian silvopasture: response to shelters, grass control, mulch, y fertilization. Agroforest Syst 53:291-295

Benoit D, Clouter D, Recasens JJ (1995) Métodos alternativos de represión de las malas hierbas: escardadores mecánicos y técnicas de evaluación. En: Actas Congreso Sociedad Española de Malherbología, Instituto de Estudios Altoaragones, Huesca, pp 27-36

Berthelot A, Landeau S, Roguier S (2002) Tending method y vegetation diversity under poplar. In: Frochot H, Collet C, Balandier P (eds) Popular Summaries from the Fourth Internacional Conference on Forest Vegetation Management, INRA – Cemagref, Nancy, France, pp 133 – 135

Bertram A (2002) Thermal weed control y selectivity in transplanted herbs. In: Zude M, Herold B, Geyer M (eds) Fruit, Nut y Vegetable Production Engineering: Proceedings of the Sixth International Symposium, Potsdam ATB, Germany, pp 211–214

Biring BS, Comeau PG, Fielder P (2003) Long term effect of vegetation control treatments for release of Engelmann spruce from a mixed-shrub community in Southern British Columbia. Ann For Sci 60:681 – 690

Blanco-Canqui H, Weinhold BJ, Jin VL, Schmer MR, Kibet LC (2017) Long-term tillage impact on soil hydraulic properties. Soil Till Res 170:38–42

Blanco-García A, Lindig-Cisneros R (2005) Incorporating restoration in sustainable forestry management: Using pine-bark mulch to improve native species establishment on tephra deposits. Restor Ecol 13(4):703–709

Blázquez Carrasco A, Fernández Rebollo P, Carbonero Muñoz MD (2003) Comportamiento del ovino en pastoreo en una repoblación de encinas Resultados preliminares. En: Robles AB, Ramos ME, Morales MC, Simón E, González-Rebollar JL, Boza J (eds) Pastos, desarrollo y conservación, Junta de Andalucía, Granada, pp 469-474

Blázquez Carrasco A, Fernández Rebollo P, Carbonero Muñoz MD, Navarro Cerrillo RM (2005) Comportamiento del ganado ovino en una forestación Consumo de leñosas y daños a plántulas de encina En: Actas del IV Congreso Forestal Español, SECF, Zaragoza

Bleeker PO, van der Weide RY, Kurstjens DAG (2002) Experiences y experiments with new intra-row weeders In: Abstracts of the Fifth EWRS workshop on Physical y CulturalWeed Control, Pisa, Italy, pp 97–100

Bovey RW (2001) Woody Plants y Woody Plant Management: Ecology Safety y Environmental Impact. Marcel Dekker Press, New York

Brandsaeter LO, Netland J (1999) Winter annual legumes for use as cover crops in row crops in northern regions: I Field experiments. Crop Sci 39:1369–1379

Bronick C J, Lal R (2005) Soil structure y management: a review. Geoderma 124: 3–22

Buhler DD (2002) Challenges y opportunities for integrated weed management. Weed Sci 50: 273–280

Burnside OC, Ahrens WH, Holder BJ, Wiens MJ, Johnson MM, Ristau EA (1994) Efficacy y economics of various mechanical plus chemical weed control systems in dry beans (Phaseolus vulgaris). Weed Tech 8:238–244

Busari MA, Kukal SS, Kaur A, Bhatt R, Dulazi AA (2015) Conservation tillage impacts on soil crop y the environment. Int Soil Water Conserv Res 3: 119–129

Bussiere F, Cellier P (1994) Modification of the soil temperature y water content regimes by a crop residue mulch: Experiment y modelling. Agric For Meteorol 68:1-28

Cain MD (1999) Woody y herbaceous competition effects on stand dynamics y growth of 13-year-old natural precommercially thinned loblolly y shortleaf pines. Can J For Res 29:947 – 959

Cardina J, Norquay HM, Stinner BR, McCartney DA (1996) Postdispersal predation of velvetleaf (Abutilon theophrasti) sedes. Weed Sci 44:534–539

Castro J (1994) Control de la erosión en cultivos leñosos con cubiertas vegetales vivas. Tesis doctoral, ETSIAM, Universidad de Córdoba

Ceacero CJ (2010) Influencia del contenido de gravas y las técnicas de conservación del suelo sobre la respuesta y ecofisiología de brinzales de encina en forestación de tierras agrarias. Tesis doctoral, ETSIAM, Universidad de Córdoba

Ceacero CJ, Díaz-Hernández JL, del Campo A, Navarro-Cerrillo RM (2012a) Interactions between soil gravel content y neighboring vegetation control management in oak seedling establishment success in Mediterranean environments. For Ecol Manag 271:10-18

Ceacero CJ, Díaz-Hernández JL, del Campo AD, Navarro-Cerrillo RM (2012) Evaluación temprana de técnicas de restauración forestal mediante fluorescencia de la clorofila y diagnóstico de vitalidad de brinzales de encina (Quercus ilex sub. ballota). Bosque 33:191–202

Ceacero CJ, Navarro-Cerrillo RM, Díaz-Hernández JL, del Campo A (2014) Is tree shelter protection an effective complement to weed competition management in improving the morpho-physiological response of holm oak planted seedlings? iForest 7: 289–299

Ceacero CJ, Díaz-Hernández JL, del Campo A, Navarro-Cerrillo RM (2020) Soil rock fragment is stronger driver of spatio-temporal soil water dynamics y efficiency of water use than cultural management in holm oak plantations. Soil Till Res 197:104495

Chaar H, Mechergui T, Khouaja A, Abid H (2008) Effects of treeshelters y polyethylene mulch sheets on survival y growth of cork oak (Quercus suber L) seedlings planted in northwestern Tunisia. For Ecol Manag 256:722–731

Chalker-Scott L (2007) Impact of mulches on landscape plants y the environment — A review. J Environ Hort 25:239–249

Chan KY, Heenan DP (1996) The influence of crop rotation on soil structure y soil physical properties under conventional tillage. Soil Till Res 37:113–125

Charudattan R (2001) Biological control of weeds by means of plant pathogens: significance for integrated weed management in modern agro-ecology. Biocontrol 46:229–260

Cobb AH, Kirkwood RC (2000) Challenges for herbicide development. In: Cobb AH, Kirkwood RC (eds) Herbicides y their Mechanisms of Action. Academic Press, Sheffield, pp 1–24

Coello J, Ameztegui A, Rovira P, Fuentes C, Piqué M (2018a). Innovative soil conditioners y mulches for forest restoration in semiarid conditions in northeast Spain. Ecol Eng 118:52–65

Coello J, Coll L, Piqué M (2017) Can bioplastic or woodchip groundcover replace herbicides or plastic mulching for valuable broadleaf plantations in Mediterranean areas? New For 48:415–429

Coello J, Piqué M (2016) Acondicionadores y cubiertas del suelo para una plantación de árboles más eficiente y sostenible. Guía técnica, CTFC, Solsona

Coello J, Piqué M (2016) Soil conditioners y groundcovers for sustainable y cost-efficient tree planting in Europe y the Mediterranean - Technical guide. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Solsona, Spain, 60 pp

Coello J, Piqué M, Rovira P, Fuentes C, Ameztegui A (2018b) Combining innovative mulches y soil conditioners in mountain afforestation with ash (Fraxinus excelsior L.) in the Pyrenees (NE Spain). Forest Systems 27(3), e017

Coello J, Rovira P, Fuentes C, Piqué M (2016) Eficacia y sostenibilidad en forestación: nuevos acondicionadores y cubiertas del suelo. Cuad Soc Esp Cienc For (42):41–60

Coll Ll, Balandier P, Picon-Cochard C, Prevosto B, Curt T (2003) Competition for water between beech seedlings y surrounding vegetation in different light y vegetation composition conditions. Ann For Sci 60:593–600

Coll Ll, Navarro-Cerrillo R, Vericat P (2009) A review of forest vegetation management practices in Spain. In: Willoughby I, Balandier P, Bentsen NS, McCarty N, Claridge J (eds) Forest Vegetation Management in Europe: current practice y future requirements. COST Office, Brussels, pp 131–138

Cregg BM, Nzokou P, Goldy R (2009) Growth y physiology of newly planted Fraser fir (Abies fraseri) y Colorado blue spruce (Picea pungens) Christmas trees in response to mulch y irrigation. HortScience 44 (3):660-665

Cromar HE, Murphy SD, Swanton CJ (1999) Influence of tillage y crop residue on postdispersal predation of weed sedes. Weed Sci 47:184–194

Cuesta B, Villar-Salvador P, Puértolas J, Peñuelas JL, Rey-Benayas JM (2008) Establecimiento de plantones de Quercus ilex y Pinus halepensis de morfología y estado nutricional contrastados en un escenario de fuerte competencia herbácea. Cuad Soc Esp Cienc For 28:55–60

Cummings JA, Parker IM, Gilbert GS (2012) Allelopathy: a tool for weed management in forest restoration. Plant Ecol 213:1975–1989

Dahiya R, Ingwersen J, Streck T (2007) The effect of mulching y tillage on the water y temperature regimes of a loess soil: Experimental findings y modelling. Soil Till Res 96:52–63

Davies RJ (1988). Sheet mulching as an aid to broadleaved tree establishment. II. Comparison of various sizes of black polyethylene mulch y herbicide treated spot. Forestry 61:107–123

de Jong MD (2000) The BioChon story: deployment of Chondrostereum purpureum to suppress stump sprouting in hardwoods. Mycologist 14:58–62

Debnath S (2014) Jute-Based Sustainable Agrotextiles, their properties y case studies. En: Muthu S (eds) Roadmap to Sustainable Textiles y Clothing. Textile Science y Clothing Technology. Springer, Singapore

del Campo AD, Hermoso J, Ibáñez A, Navarro-Cerrillo RM (2005a) Respuesta postrasplante y evolución del potencial hídrico en plantación de Pinus pinaster Ait en varias localizaciones de Valencia. En: Actas del IV Congreso Forestal Español, SECF, Zaragoza

del Campo AD, Hermoso J, Ibáñez A, Navarro-Cerrillo RM (2005b) Influencia de la variación local de la estación en la restauración forestal. Cuad Soc Esp Cienc For 20:9–85

del Campo AD, Navarro-Cerrillo RM, Hermoso J, Ibáñez A (2007) Relationships between site y stock quality in Pinus halepensis Mill Reforestation on semiarid landscapes in Eastern Spain. Ann For Sci 64:719–731

Devine WD, Harrington CA, Leonard LP (2007) Post-planting treatments increase growth of Oregon white oak (Quercus garryana Dougl. Ex Hook) Seedlings. Restor Ecol 15(2):212–222

Devine WD, Houston AE, Tyler DD (2000) Growth of three hardwood species through 18 years on a former agricultural bottomland. South J Appl For 24:159–165

Dobois MR, Chappelka AH, Robbins E, Somers G, Baker K (2000) Tree shelters y weed control: effects on protectionsurvival y growth of cherrybark oak seedlings planted on a cutover site. New For 20: 105–118

Doescher PS, Tesh SD, Castro M (1987) Livestock grazing: a silvicultural tool for plantation establishment. J For 85 (10):29–37

Dostálek J, Weber M, Matula S, Frantík T (2007) Forest stand restoration in the agricultural landscape: the effect of different methods of planting establishment. Ecol Engn 29:77–86

Dougherty PM, Lowery RF (1991) Spot-size of herbaceous control impacts loblolly pine seedling survival y growth. South J Appl For 15:193–199

Dumas Y, Gama A, Berges L (2000) Substitution de flores après traitements herbicides. Cemagref edn Antony, France

Ezell AW, Nelson L (2001) Weed control y crop tolerance after pre-emergent y post-emergent applications of sulfometuron in oak (Quercus spp) plantations. Weed Tech 15:585–589

Fernández-Cavada S, Cosculluela J, Sopeña JM, Zaragoza C (1995) Primeros resultados de un ensayo de herbicidas en vivero de Pinus halepensis y P pinaster. En: Actas Congreso Sociedad Española de Malherbología, Huesca, pp 297–301

Filho CC, Lourenco A, Guimaraes MDF, Fonseca ICB (2002) Aggregate stability under different soil management systems in a red Latosol in the state of Parana Brazil. Soil Till Res 65:45–51

Foraster L, Lorite MJ, Mudarra I, Alonso AM, Pujadas-Salvá A, Guzmán GI (2006) Evaluación de distintos manejos de las cubiertas vegetales en olivar ecológico. En: Actas del VII Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica, Zaragoza

Forcella F (2000) Rotary hoeing substitutes for two-thirds rate of soil applied herbicide. Weed Tech 14:298–303

Forcella F (2003) Debiting the seedbank: priorities y predictions. Asp Appl Biol 69:151–162

Frochot H, Armand G, Gama A, Nouveau M, Wehrlen L (2002) La gestion de la vegetation accompagnatrice: état et perspective. Rev Forest Fr 54 (6):505–520

García-Moreno J, Gordillo-Rivero AJ, Zavala LM, Jordán A, Pereira P (2013) Mulch application in fruit orchards increases the persistence of soil water repellency during a 15-years period. Soil Till Res 130:62–68

Garlotta D (2001) A literature review of poly(lactic acid). J Polym Environ 9: 63–84 George BH, Brennan PD (2002) Herbicides are more cost-effective than alternative weed control methods for increasing early growth of Eucalyptus dunnii y Eucalyptus saligna. New For 24:147–163

Gemmel P, Nilsson U, Welander T (1996) Development of oak y beech seedlings planted under varying shelterwood densities y with different site preparation methods in southern Sweden. New For 12:141–161

George BH, Brennan PD (2002) Herbicides are more cost-effective than alternative leed control methods for increasing early growth of Eucalyptus dunnii y Eucalyptus saligna. New For 24:147–163

Geyer W (2002) Weed barriers for tree seedling establishment in the Central Great Plains. En: Van Sambeek JW, Dawson JO, Ponder F Jr, Loewenstein EF, Fralish JS, eds. Proceedings, 13th Central Hardwood Forest conference; 2002 April 1-3; Urbana, IL. Gen. Tech. Rep. NC-234. St. Paul, MN: USDA, Forest Service, North Central Research Station. 565 pp

Ghosh PK, Dayal D, Bandyopadhyay KK, Mohanty M (2006) Evaluation of straw y polythene mulch for enhancing productivity of irrigated summer groundnut. Field Crop Res 99:76–86

Ghosheh HZ (2005) Constraints in implementing biological weed control: a review. Weed Biol Manag 5:83–92

Gil Albert F (1991) Tratado de arboricultura frutal Vol V. Técnicas de mantenimiento del suelo en plantaciones frutales, Mundi-Prensa, MAPA

Glover GR, Lauer DK (1996) Growth response of Pinus taeda to varying levels of hardwood control. N Z J For Sci 26:74–83

Golabi MH, Radcliffe DE, Hargrove WL, Tollner EW (1995) Macropore effects in conventional tillage y no-tillage soils. J Soil Water Conserv 50:205–210

Gómez-Aparicio L (2009) The role of plant interections in the restoration ofdegraded ecosystems: a analysis across life-forms y ecosystems. J Ecol 97:1202–1214

Gómez-Aparicio L, Gómez JM, Zamora R, Boettinger JL (2005) Canopy vs soil effects of shrub facilitating tree seedlings in Mediterranean montane ecosystems. J Veg Sci 16:191–198

González EJ, Gómez M, Rodríguez A, Alcántara C (2007) El sistema de cubierta en el olivar andaluz. Tipos y manejo. En: Rodríguez A, Ordoñez R, Gil JA (eds). Cubiertas vegetales en olivar, Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía

Grace JB, Tilman D (1990) Perspective on Plant Competition. Academic Press, San Diego, CA

Green DS, Kruger EL, Stanosz GR (2003) Effects of polyethylene mulch in a short-rotation, poplar plantation vary with weed-control strategies, site quality y clone. For Ecol Manage 173:251–260

Green S (2003) A review of the potential for the use of bioherbicides to control forest weeds in the UK. Forestry 76(3):285–298

Groninger JW, Baer SG, Babassana DA, Allen DH (2004) Planted green ash (Fraxinus pennsylvanica Marsh) y herbaceous vegetation responses to initial competition control during the first 3 years of afforestation. For Ecol Manag 189:161–170

Grossnickle SC (2012) Why seedlings survive: influence of plant attributes. New For 43:711–738

Grupo Tragsa (2019) Tarifas. In: Tragsa. http://www.tragsa.es/es/el-grupo/regimen-juridico/Paginas/tarifas.aspx

Haeussler S, Bedfor L, Boateng JO, MacKinnon A (1999) Plant community responses to mechanical site preparation in northern interior British Columbia. Can J For Res 29:1084–1100

Hansson D, Ascard J (2002) Influence of developmental stage y time of assessment on hot water weed control. Weed Res 42:307–316

Harding DP, Raizada MN (2015) Controlling weeds with fungi bacteria y viruses: a review. Front Plant Sci 6:659

Harrison SK, Regnier EE, Schmoll JT (2003) Postdispersal predation of giant ragweed (Ambrosia trifida) seed in no-tillage corn. Weed Sci 51:955–964

Hartley JH (2002) Rationale y methods for conserving biodiversity in plantation forests. For Ecol Manag 155:81–95

Haywood JD (2000) Mulch y hexazinona herbicide shorten the time long-life pine seedlings are in the grass stage y increase height growth. New For 19:279–290

Haywood JD, Tiarks AE, Sword MA (1997) Fertilization weed control y pine litter influence loblolly pine stem productivity y root development. New For 14:233–249

Haywood JD, Youngquist JA (1991) Mulching Effects of Plant Fiber y Plant Fiber-Polyester Mats Combined With Fertilizer on Loblolly Pine Seedlings. Tree Planters´ Notes 42(3):32–35

Heap I (2016) The International Survey of Herbicide Resistant Weeds. www.weedscience.org

Horsley SB (1988) Control of understory vegetation in Allegheny hardwood stands with Oust. Northern J Appl For 5:261–262

Houle G, Babeux P (1994) Fertilizing y mulching influence on the performance of four native woody species suitable for revegetation in the subartic Quebec. Can J For Res 24:2342–2349

Hueso-Gonzalez P, Martinez-Murillo JF, Ruiz Sinoga JD (2016) Effects of topsoil treatments on afforestation in a dry Mediterranean climate (southern Spain). Solid Earth 7:1479–1489

Humanes M, Pastor M (1995) Comparación de los sistemas de siega química y mecánica para el manejo de cubiertas de veza (Vicia sativa L) en las interlíneas de los olivos. En: Actas Congreso Sociedad Española de Malherbología, Huesca, pp 235–238

Hussain MI, Gonzalez L, Souto C, Reigosa MJ (2011) Ecophysiological responses of three native herbs to phytotoxic potential of invasive Acacia melanoxylon R Br. Agrofor Syst 83:149–166

Jacinthe PA, Lal R, Kimble JM (2002) Carbon budget y seasonal carbon dioxide emission from a central Ohio Luvisol as influenced by wheat residue amendment Soil Till Res 67:147– 157

Jarecki M, Lal R (2003) Crop management for soil carbon sequestration. Crit Rev Plant Sci 22:1 –32

Jiménez M (1999) Selectividad de plantones de forestales. En: XIII reunión Grupo de Trabajo Fitosanitario de Malas Hierbas y Herbicidas de las CCAA, Gerona, pp 68–70

Jiménez M, Cabezuelo P (1995) Evaluación de la fitotoxicidad de herbicidas sobre plantones de Quercus rotundifolia Lam (Encina). En: Actas Congreso de la Sociedad Española de Malherbología, Huesca, pp 225–228

Jiménez M, Saavedra M (1999) Selectividad de herbicidas en nuevas plantaciones de Quercus ilex y Pinus halepensis. En: Actas Congreso Sociedad Española de Malherbología, Logroño, pp 347–352

Jiménez MN, Fernández-Ondoño E, Ripoll MA, Castro-Rodríguez J, Huntsinger L, Navarro FB (2013) Stones y organic mulches improve the Quercus ilex L afforestation success under Mediterranean climatic conditions. Land Degrad Dev 27:357–365

Jiménez MN, Pinto JR, Ripoll MA, Sánchez-Miranda A, Navarro FB (2014) Restoring silvopastures with oak saplings: effects of mulch y diameter class on survival, growth, y annual leaf-nutrient patterns. Agrofor Syst 88:935–946

Jordán A, Zavala LM, Muñoz-Rojas M (2011) Mulching, effects on soil physical properties. In Encyclopedia of Agrophysics, Jan Gliński J, Horabik J, Lipiec J (eds). Springer: Berlin; 492–496.

Junta de Extremadura (2019) Tarifas precios forestales. In: http://extremambiente.gobex.es/index.php?option=com_content&view=article&id=3311&Itemid=278

Kader MA, Senge M, Mojid MA, Ito K (2017) Recent advances in mulching materials y methods for modifying soil environment. Soil Till Res 168: 155–166

Kasirajan S, Ngouajio M (2012) Polyethylene y biodegradable for agricultural applications: a review. Agron Sustain Dev 32:501–529

Kaur S, Singh HP, Batish DR, Kohli RK (2011) Chemical characterization y allelopathic potential of volatile oil of Eucalyptus tereticornis against Amaranthus viridis. J Plant Interact 6:297–302

Kay BD, VandenBygaart AJ (2002) Conservation tillage y depth stratification of porosity y soil organic matter original. Soil Till Res 66:107–118

Ketchum JS, Rose R (2000) Interaction of initial seedling size fertilization y vegetation control. In: 21st Forest Vegetation management conference, Redding, CA, pp 63–69

Klichenmann J, Bravo F (1993) Experiencias en repoblaciones con placas de mulch en la comarca del Cerrato Palentino: resultados preliminares. En: Actas I Congreso Forestal Español, Tomo II, SECF, Pontevedra, pp 427-431

Kolberg RL, Wiles LJ (2002) Effect of steam application on cropland weeds. Weed Tech 16:43–49

Konstantinovic B (1999) Recognizing y weed control. University of Novi Sad, Faculty of Agriculture, Novi Sad

Kozlowski TT (2002) Physiological ecology of natural regeneration of harvested y disturbed forest stands: implication for forest management. For Ecol Manag 158:195–221

Kuessner R, Reynolds PE, Bell FW (2000) Growth response of Picea mariana seedlings to competition for radiation. Scand J For Res 15:334–342

KurfessW, Kleisinger S (1999). Weeds in hot water. Resource 6:13–14

Kurstjens DAG (2007) Precise tillage systems for enhanced non-chemical weed management. Soil Till Res 97:293–305

Kurstjens DAG, Bleeker PO, Kropff MJ, Perdok UD (2002a) Seven ways to improve the selective ability of mechanical intrarow weeders. In: Proceedings of 12th EWRS Symposium, Papendal, The Netherlands, pp 238–239

Kurstjens DAG, Vermeulen GD, Bleeker PO (2002b) Effect of plant dry mass on uprooting by intra-row weeders. In: Abstracts of the Fifth EWRS Workshop on Physical y Cultural Weed Control, Pisa, Italy, pp 264–266

Laliberte E, Bouchard A, Cogliastro A (2008) Optimizing hardwood reforestation in old-fields: the effects of treeshelters y environmental factors on tree seedling growth y physiology. Restor Ecol 16:270–280

Lauer DK, Glover GR, Gjerstad DH (1993) Comparison of duration y method of herbaceous weed control on loblolly pine response through midrotation. Can J For Res 23:2116–2125

Lautenschlager RA (1999) Environmental resource interactions affect red raspberry growth y its competition with white spruce. Can J For Res 29:906–916

Layton JB, Skidmore EL, Thompson CA (1993) Winter-associated changes in dry-soil aggregation as influenced by management. Soil Sci Soc Am J 57:1568–1572

Licht MA, Al-Kaisi M (2005) Strip-tillage effect on seedbed soil temperature y other soil physical properties. Soil Till Res 80: 233–249

Löf M, Dey DC, Navarro RM, Jacobs DF (2012) Mechanical site preparation for forest restoration New For 43: 825–848

Logan TJ, Lal R, Dick WA (1991) Tillage systems y soil properties in North-America. Soil Till Res 20: 241–270

López MV, Arrúe JL (1997) Growth yield y water use efficiency of winter barley in response to conservation tillage in a semiarid region of Spain. Soil Till Res 44:35–54

Lorenzo P, Palomera-Perez A, Reigosa MJ, Gonzalez L (2011) Allelopathic interference of invasive Acacia dealbata link on the physiological parameters of native understory species. Plant Ecol 212:403–412

Lowery RF, Gjerstad DH (1991) Chemical y mechanical site preparation. In: Duryea ML, Dougherty PM (eds) Forest regeneration manual, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp 251–261

Luna L, Vignozzi N, Miralles I, Sole-Benet A (2018) Organic amendments y mulches modify soil porosity y infiltration in semiarid mine soils. Land Degrad Dev 29:1019–1030

Lutman PJW, Peters NCB, Freeman SE (2002) Post-harvest weed seed predation: an Avena Fatua case study. In: Proceedings of 12th EWRS Symposium, Wageningen, The Netherlands, pp 270–271

Maestre FT, Cortina J (2002) Spatial pattern of soil properties y vegetation in a Mediterranean semi-arid steppe. Plant Soil 241:279–291

Maestre FT, Cortina J, Bautista S (2004) Mechanism underlying the interaction between Pinus halepensis y the native late-successional shrub Pistacia lentiscus in a semi-arid plantation. Ecography 27: 776–786

Maestre FT, Cortina J, Bautista S, Bellot J (2003a) Does Pinus halepensis facilitate the establishment of shrubs in Mediterranean semi-arid afforestations?. For Ecol Manag 176:147–160

Maestre FT, Cortina J, Bautista S, Bellot J, Vallejo VR (2003b) Small-scale environmental heterogeneity y spatio-temporal dynamics of seedling establishment in a semiarid degraded ecosystem. Ecosystems 6: 630–643

Maggard AO, Will RE, Hennessey TC, McKinley CR, Cole JC (2012) Tree-based mulches influence soil properties y plant growth. HortTechnology 22:353–361

Marchante H, Freitas H, Hoffmann HJ (2011) Assessing the suitability y safety of a well-known bud-galling wasp Trichilogaster acaciaelongifoliae for biological control of Acacia longifolia in Portugal. Biol Control 56:193–201

Márquez F, Rodríguez-Lizana A, Giráldez JV, Espejo-Pérez AJ (2006) Evolución de la humedad en el suelo en parcelas de olivar. Vida rural 236: 30–33

Martens DA (2000) Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling y carbon sequestration. Soil Biol Biochem 32:361–369

Matok H, Leszczynski B, Chrzanowski G, Sempruch C (2009) Effects of walnut phenolics on germination of dandelion sedes. Allelopath J 24: 177–182

McConkey T, Bulmer C, Sanborn P (2012) Effectiveness of five soil reclamation y reforestation techniques on oil y gas well sites in northeastern British Columbia. Can J Soil Sci 92:165–177

McDonald PM (1986) Grasses in young conifer plantations - hindrance y help. Northwest Sci 60:271–278

McDonald PM, Helgerson OT (1990) Mulches aid in regenerating California y Oregon forests: past present y future. General Technical Report No PSW-123, USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station

Merwin IA, Hopkins MA, Byard RR (2001) Groundcover management influences nitrogen release, retention y recycling in a New York apple orchard. HortScience 36(3):451

Miller JH, Zutter BR, Newbold RA, Edwards MB, Zedaker SM (2003a) Stand dynamics y plant associates of loblolly pine plantations to midrotation after early intensive vegetation management – a southeastern United States regional study. South J App For 27:221–236

Miller JH, Zutter BR, Zedacker SM, Edwards MB, Newbold RA (2003b) Growth y yield relative to competition for Loblolly pine plantations to Midrotation – a southeastern United States regional study. South J App For 27:1–16

Mitchell RJ, Zutter BR, Gjerstad DH, Glover GR, Wood CW (1999) Competition among secondary-successional pine communities: a field study of effects y responses. Ecology 80:857–872

Mulder TA, Doll JD (1994) Reduced input corn weed control: the effects of planting date early season weed control y row-crop cultivator selection. J Prod Agric 7:256–260

Navarro-Cerrillo RM, Moreno J, Parra MA, Guzmán JR (2005) Utilización de tubos invernaderos, mulch plástico y polímeros en el establecimiento de encina y acebuche en el semiárido almeriense. ITEA 101:129–144

Navarro-Cerrillo R, Saveedra M (1997) El laboreo de conservación en la forestación de tierras agrarias. En: García Torres L, González Fernández P (eds) Agricultura de Conservación Fundamentos agronómicos medioambientales y económicos. Proyecto Life AELC/SV, pp 327–346

Navarro-Cerrillo RM, Ariza D, González L, del Campo A, Arjona M, Ceacero C (2009) Legume living mulch for afforestation in agricultural land in southern Spain. Soil Till Res 102:38–44

Navarro-Cerrillo RM, del Campo AD, Cortina J (2006a) Factores que afectan al éxito de una repoblación y su relación con la calidad de la planta. En: Cortina J, Peñuelas JL, Puértolas J, Vilagrosa A, Savé R (Coord) Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos estado actual de conocimientos, MIMAM, Madrid

Navarro-Cerrillo RM, Frageiro B, Ceaceros C, del Campo A, de Prado R (2005) Establishment of Quercus ilex L subsp ballota Desf Samp using different weed control strategies in Southern Spain. Ecol Eng 25:332–342

Navarro-Cerrillo RM, Fragueiro B, de Prado R, Diaz JL, Guzmán R (2004) Técnicas de conservación del suelo en forestaciones de terrenos agrícolas. En: Fernández P, González E, Martínez A, Navarro-Cerrillo R (eds) Mantenimiento y conservación del suelo en forestaciones agrarias. Asociación Española Agricultura de Conservación/Suelos Vivos y ETS Ingenieros Agrónomos y de Montes, Universidad de Córdoba, pp 41–73

Navarro-Cerrillo RM, Martínez A (1996) Las marras producidas por ausencia de cuidados culturales. Cuad Soc Esp Cienc For 4:43–57

Navarro-Cerrillo RM, Villar-Salvador P, del Campo A (2006b) Morfología y establecimiento de los plantones. En: Cortina J, Peñuelas JL, Puértolas J, Savé R, Vilagrosa A (eds) Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos estado actual de conocimientos, MIMAM, Madrid

Navarro-Cerrillo RM, Zaragoza C (2001) Uso de herbicidas en el mantenimiento del suelo en repoblaciones forestales. En: De Prado RL, Jorrin J (eds) Uso de herbicidas en la agricultura del siglo XXI, Universidad de Córdoba, pp 197–218

O'Rourke ME, Heggenstaller AH, Liebman M, Rice ME (2006) Post-dispersal weed seed predation by invertebrates in conventional y low-external-input crop rotation systems. Agric Ecosyst Environ 116:280–288

Oliet J, Jacobs DF (2007) Microclimatic conditions y plant morph-physiological development within a tree shelter environment during establishment of Quercus ilex seedlings. Agr Forest Meteorol 144:58–72

Oliet J, Planelles R, López M, Artero F, González de Chaves M (1997) Influencia de los sistemas de protección en la humedad y en la respuesta en plantaciones de pino carrasco en el semiárido almeriense. En: I Congreso Forestal Hispano-Luso, Sociedad Española de Ciencias Forestales y Soiedad Portuguesa de Ciencias Florestais

Olivera A, Bonet JA, Palacio L, Liu B, Colinas C (2014) Weed control modifies Tuber melanosporum mycelial expansion in young oak plantations. Ann For Sci 71:495–504

Olivera A, Fischer CR, Bonet JA, Martínez de Aragón J, Oliach D, Colinas C (2011) Weed management y irrigation are key treatments in emerging black truffle (Tuber melanosporum) cultivation. New For 42:227–239

Ortega JC, Peñuelas J, Montero G, García-Baudin JM (1999) Respuesta de Pinus halepensis, Pinus nigra, Pinus pinaster y Pinus pinea a herbicidas: resultados preliminares. Montes 53:83–87

Palacios G, Navarro Cerrillo RMª, Del Campo A, Toral M (2009) Site preparation stock quality y planning date effect on early establishment of Holm oak (Quercus ilex L) seedlings. Ecol Eng 35: 38–46

Pardos M, Calama R, Mayoral C, Madrigal G, Sánchez-González M (2012) Efecto del riego estival y del mulch orgánico en la supervivencia inicial y crecimiento de una plantación de Pinus pinea y Quercus ilex en una zona quemada. En: Avances en la restauración de sistemas forestales Técnicas de implantación, pp 41–47

Paris P, Olimpieri G, Todaro L, Pisanelli A, Cannata F (1998) Leaf-water potential y soil-water depletion of walnut mulched with polyethylene y intercropped with alfalfa in central Italy. Agroforest Syst 40:69–81

Paris P, Pisanelli A, Todaro L, Olimpieri G, Cannata F (2005) Growth y water relations of walnut trees (Juglans regia L.) on a mesic site in central Italy: effects of understorey y polyethylene mulching. Agroforest Syst 65:113–121

Pastor M (1990) El no laboreo y otros sistemas de laboreo reducido en el cultivo de olivar. Comunicaciones agrarias Serie Producción vegetal nº 8, Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía

Pausas JG, Bladé C, Valdecantos A, Seva JP, Fuentes D, Alloza JA, Vilagrosa A, Bautista S, Cortina J, Vallejo R (2004) Pines y oak in the restoration of Mediterranean landscape of Spain: New perspectives for an old practice- a review. Plant Ecol 171:209–220

Peñuelas J, Ocaña L, Domínguez S, Renilles I (1996) Experiencias sobre el control de la competencia herbácea en repoblaciones en terrenos agrícolas abandonados Resultados de tres años de campo. Montes 45:30–36

Pérez-Devesa M, Cortina J, Vilagrosa A, Vallejo R (2008) Shrubland management to promote Quercus suber L establishment. For Ecol Manag 255:374–382

Perkins JL (2015) Facilitation of Pinus albicaulis seedling regeneration by Vaccinium scoparium. For Ecol Manag 349:55–65

Pitt DG, Reynolds PE, Roden MJ (1988) Growth y tolerance of white spruce after site preparation with liquid hexazinone. In: Proceedings 42nd annual meeting of the Northeastern Weed Science Society, pp 58–62

Plante AF, McGill WB (2002) Soil aggregate dynamics y the retention of organic matter in laboratory-incubated soil with differing simulated tillage frequencies. Soil Till Res 66:79–92

Powers RF, Reynolds PE (1999) Ten-year responses of ponderosa pine plantations to repeated vegetation y nutrient control along an environmental gradient. Can J For Res 29: 1027–1038

Puértolas J, Oliet JA, Jacobs DF, Benito LF, Penuelas J (2010) Is light the key factor for success of tube shelters in forest restoration plantings under Mediterranean climates?. For Ecol Manag 260: 610–617

Pujadas-Salvá A (1986) Flora arvense y radical de la provincia de Córdoba. Tesis Doctoral, ETSIA, Universidad de Córdoba

Pullen DWM, Cowell PA (1997) An evaluation of the performance of mechanical weeding mechanisms for use in high speed interrow weeding of arable crops. J Agric Eng Res 67:27–34

Rasmussen KJ (1999) Impact of plough less soil tillage on yield y soil quality: A Scandinavian review. Soil Till Res 53:3–14

Rey Benayas JM, Navarro J, Espigares T, Nicolau JM, Zavala MA (2005) Effects of artificial shading y weed mowing in reforestation of Mediterranean abandoned cropland with contrasting Quercus species. For Ecol Manag 212:302–314

Reynolds PE, Curry RD, Bell FW (2002a) Effects of controlled weed densities soil types weed species y duration of weed establishment on seedling microclimate y seedling growth. In: Frochot H, Collet C, Balandier P (eds) Fourth International Conference on Forest Vegetation Management, Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), Champenoux, France, pp 258–260

Reynolds PE, Curry RD, Tibbels NC, Kuessner R (2002b) Physiological responses of black spruce seedlings to predetermined plant competition levels. In: Frochot H, Collet C, Balandier P (eds) Fourth International Conference on Forest Vegetation Management, Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), Champenoux, France, pp 261–263

Reynolds PE, Obarymskyj AM (1994) Development of raspberry or fireweed competition after site disturbance or treatment with hexazinone. In: Proceedings 48nd annual meeting of the Northeastern Weed Science Society, pp 49– 55

Reynolds PE, Scrivener JC, Holtby LB, Kingsbury PD (1993) Carnation Creek herbicide research: a summary of research findings. For Chron 69:323– 330

Richardson B (1993) Vegetation management practices in plantation forests of Australia y New Zealand. Can J For Res 23:1989–2005

Richardson B, Davenhill N, Coker G, Ray J, Vanner A, Kimberley M (1996) Optimising spot weed control: first approximation of the most cost effective spot size. N Z J For Sci 26:265–275

Richardson B, Mason EG, Watt MS, Kriticos DJ (2006) Advances in modeling y decision support systems for forest vegetation management. Forestry 79:29–42

Robinson DW (1988) Mulches y herbicides in ornamental plantings. HortScience 23:547–552

Rodríguez A, Ordoñez R, Gil JA (eds) (2007) Cubiertas Vegetales en Olivar. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía

Rose R, Ketchum JS (2003) Interaction of initial seedling diameter fertilization y weed control on Douglas-fir growth over the first four years after planting. Ann For Sci 60:625– 635

Rubio A, Escudero A (2000) Small-scale spatial soil–plant relationship in semi-arid gypsum environments. Plant Soil 220:139–150

Ruiz J, Navarro-Cerrillo RM, De Prado R (2001) Efecto del glifosato oxifluorfen simazina paracuat+dicuat y tiazopir sobre plantaciones de algarrobo (Ceratonia siliqua L). En: De Prado RL, Jorrin J (eds) Uso de herbicidas en la agricultura del siglo XXI, Universidad de Córdoba, pp 497–502

Saavedra M (1994) Diversidad de flora en olivar y manejo de herbicidas. Phytoma España 63:74-79

Samyn J, De Vos B (2002) The assessment of mulch sheets to inhibit competitive vegetation in tree plantations in urban y natural environment. Urban For Urban Green 1:25–37

Sánchez-Andrés R, Sánchez-Carrillo S, Sánchez-López A, Benítez Gilabert M (2006) Soil tillage induces differential morphometric responses y growth patterns in afforestation with Quercus ilex. Soil Till Res 90: 50–62

Schmithüsen F (2007) Multifunctional forestry practices as a land use strategy to meet increasing private y public demands in modern societies. J For Sci 53:290–298

Schutter ME, Dick RP (2002) Microbial community profiles y activities among aggregates of winter fallow y cover-cropped soil. Soil Sci Soc Am J 66: 142–153

Setliff EC (2002) The wound pathogen Chondrostereum purpureum its history y incidence on trees in North America. Aust J Bot 50:645–651

Shamoun S, Sieber TN (2000) Colonization of leaves y twig of Rubus parviflorus y R spectabilis by endophytic fungi in a reforestation site in British Columbia. Mycol Res 104:841–845

Shogren RL, Rousseau RJ (2005) Field testing of paper/polymerized vegetable oil mulches for enhancing growth of eastern cottonwood trees for pulp. For Ecol Manag 208:115–122

Shukla MK, Lal R, Owens LB, Unkefer P (2003) Land use y management impacts on structure y infiltration characteristics of soils in the North Appalachian region of Ohio. Soil Sci 168:167–177

Siipilehto J (2001) Effect of weed control with fibre mulches y herbicides on the inicial development of spruce birch y aspen seedlings on abandoned farmland. Silva Fenn 35:403–414

Smith MW, Carroll BL, Cheary BS (2000) Mulch improves pecan tree growth during orchard establishment. HortScience 35: 192–195

Solomakhin AA, Trunov YV, Blanke M, Noga G (2012) Organic mulch in apple tree rows as an alternative to herbicide y to improve fruit quality. Acta Horticulturae 933:513–522

South DB (2000) Planting morphologically improved pine seedlings to increase survival y growth. Forestry y Wildlife Research Series Nº 1, Agricultural Experiment Station Auburn, University Alabama

South DB, Miller JH (2007) Growth responses analysis after early control of woody competition for 14 loblolly pine plantations in southern US. For Ecol Manag 242:569–577

South DB, Zwdinski JB, Kotze H (2001) Early growth responses from weed control y planting large stockes of Pinus radiata are greater than that obtained from mechanical soil cultivation. New For 22:199–211

South DB, Zwolinski JB, Allen HL (1995) Economic returns from enhancing loblolly pine establishment on two upland sites: effects of seedling grade fertilization hexazinone y intensive soil cultivation. New For 10:239–256

Stafne ET, Rohla CT, Carroll BL (2009) Pecan Shell Mulch Impact on 'Loring' Peach Tree Establishment y First Harvest. HortTechnology 19:775–780

Stanturf JA, Palik BJ, Dumroese RK (2014) Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. For Ecol Manag 331:292–323

Studdert GA, Echeverria HE (2000) Crop rotations y nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. Soil Sci Soc Am J 64:1496–1503

Tarara JM (2000) Microclimate modification with plastic mulch HortScience 35:169–180

Teasdale JR (1996) Contribution of cover crops to weed management in sustainable agricultural systems. J Prod Agric 9:475–479

Thakur A, Singh H, Jawandha SK, Kaur T (2012) Mulching y herbicides in peach: Weed biomass, fruit yield, size, y quality. Biol Agric Hortic 28:280–290

Thiffault N, Roy V (2011) Living without herbicides in Quebec (Canada): historical context current strategy research y challenges in forest vegetation management. Eur J For Res 130:117–133

Thompson DG, Pitt DG (2003) A review of Canadian forest vegetation management research y practice. Ann For Sci 60:559–572

Truax JR, Lambert F, Gagnon D (2000) Herbicide-free plantations of oaks y ashes along a gradient of open to forested mesic environments. For Ecol Manag 137:155–169

Valdecantos A, Baeza MJ, Vallejo VR (2009) Vegetation management for promoting ecosystem resilience in fire-prone Mediterranean shrublands. Restor Ecol 17:414–421

Valdecantos A, Fuentes D, Smanis A, Llovet J, Morcillo L, Bautista S (2014). Effectiveness of low-cost planting techniques for improving water availability to Olea europaea seedlings in degraded drylands. Restor Ecol 22:327–335

Valenzuela P, Arellano EC, Burger JA, Becerra P (2016) Using facilitation microsites as a restoration tool for conversion of degraded grasslands to Nothofagus forests in Southern Patagonia. Ecol Eng 95:580–587

Valera-Burgos J, Diaz-Barradas MC, Zunzunegui M (2012) Effects of Pinus pinea litter on seed germination y seedling performance of three Mediterranean shrub species. Plant Growth Regul 66:285–292

Vallejo VR, Aronson J, Pausas J, Cortina J (2006) Restoration of Mediterranean Woodlands Chapter 14. In: Van Andel J, Aronson J (eds) Restoration Ecology. The New Frontier, Blackwell Publ, Oxford

Vallejo VR, Smanis A, Chirino E, Fuentes D, Valdecantos A, Vilagrosa A (2012) Perspectives in dryland restoration: approaches for climate change adaptation. New For 43:561–579

van der Laat R, Owen MDK, Liebman M, Leon RG (2015) Postdispersal weed weed predation y invertebrate activity density in three tillage regimes. Weed Sci 63:828–838

van Lerberghe P (1997) Les objectifs culturaux du paillage et ses conséquences. Fôret Entreprise 116: 26–30

van Sambeek JW (2010) Database for estimating tree responses of walnut y other hardwoods to ground cover management practices. In: McNeil DL (ed) VI Internacional Walnut Symposium, pp 245–252

van Sambeek JW, Garrett HE (2004) Ground cover management in walnut y other hardwood plantings. In: Michler CH, Pijut PM, Van Sambeek JW, Coggeshall MV, Seifert J, Woeste K, Overton R, Ponder F Jr (eds) Proceedings of the 6th Walnut Council Research Symposium, Gen Tech Rep NC-243, US Department of Agriculture Forest Service North Central Research Station, pp 85–100

Vasic V, Konstantinovic B, Orlovic S (2012) Weeds in forestry y possibilities of their control. In: Price AJ (ed) Weed Control, InTech

Verdeguer M, Blazquez MA, Boira H (2009) Phytotoxic effects of Lantana camara Eucalyptus camaldulensis y Eriocephalus africanus essential oils in weeds of Mediterranean summer crops. Biochem Syst Ecol 37:362–369

Villaroya M, Chueca M, Ortega M, Garcia Baudín J (1999) Respuesta de Pinus pinea al herbicida simazina. En: Actas Congreso Sociedad Española de Malherbología, Logroño, pp 353–356

Villar-Salvador P, Puértolas J, Cuesta B, Peñuelas JL, Uscola M, Heredia-Guerrerom N, Rey Benayas JM (2012) Increase in size y nitrogen concentration enhances seedling survival in Mediterranean plantations. Insights from an ecophysiological conceptual model of plant survival. New For 43: 755–770

Vitone A, Coello J, Piqué M, Rovira P (2016). Use of innovative groundcovers in Mediterranean afforestations: aerial y belowground effects in hybrid walnut. Ann Silv Res 40:134–147

Wagner RG (1993) Research directions to advance forest vegetation management in North America. Can J For Res 23:2317–2327

Wagner RG (1994) Toward integrated forest vegetation management. J For 92 (11): 26–30

Wagner RG, Mohammed GH, Noland TL (1999) Critical period of interspecific competition for northern conifers associated with herbaceous vegetation. Can J For Res 29:890–897

Walstad JD, Kuch PJ (eds) (1987) Forest vegetation management for conifer production. John Wiley & Sons, New York

Warkentin BP (2001) The tillage effect in sustaining soil functions. J Plant Nutr Soil Sci 164:345–350

Watson AK (1991) The classical approach with plant pathogens. In: TeBeest DO (ed) Microbial Control of Weeds, Chapman y Hall, New York, pp 3–23

Westerman PR, Hofman A, Vet LEM, van der Werf W (2003a) Relative importance of vertebrates y invertebrates in epigeaic weed seed predation in organic cereal fields. Agric Ecosyst Environ 95: 417–425

Westerman PR, Wes JS, Kropff MJ, Van der Werf W (2003b) Annual losses of weed seeds due to predation in organic cereal fields. J Appl Ecol 40: 824–836

Whisenant SG (1999) Repairing Damaged Wildlands. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Willoughby I (1999) Future alternatives to the use of herbicides in British forestry. Can J For Res 29: 866–874

Willoughby I, Balandier P, Bentsen NS, McCarthy N, Claridge J (eds) (2009) Forest vegetation management in Europe: current practice y future requirements. COST Office, Brussels

Willoughby I, McDonald HG (1999) Vegetation management in farm forestry: a comparison of alternative methods of inter-row management. Forestry 72:109–121

Wishnie MH, Dent DH, Mariscal E, Deago J, Cedeno N, Ibarra D, Condit R, Ashton PMS (2007) Initial performance y reforestation potential of 24 tropical tree species planted across a precipitation gradient in the Republic of Panama. For Ecol Manag 243:39–49

Wu HW, Zhang JB, Stanton R, An M, Liu DL, Lemerle D (2011) Allelopathic effects of Eucalyptus dundasii on germination y growth of ryegrass y barley grass. Allelopath J 28:87–94

WWF (2006) Conflicting EU Funds: Pitting Conservation Against Unsustainable Development. WWF Global Species Programme, Wien

Zamora R, Castro J, Gómez JM, García D, Hódar JA, Gómez L, Baraza E (2001a) El papel de los matorrales en la regeneración forestal. Quercus 187:40–47

Zamora R, Castro J, Gómez JM, García D, Hódar JA, Gómez L, Baraza E (2001b) Los matorrales facilitan la supervivencia de los brinzales en el monte mediterráneo: evaluación de una nueva técnica de repoblación forestal. En: Actas del III Congreso Forestal Español, SECF, Granada

Zaragoza C (1997) El laboreo de conservación en el cultivo de la vid. En: García Torres L, González Fernández P (eds) Agricultura de Conservación Fundamentos agronómicos mediambientales y económicos. Proyecto Life AELC/SV, pp 311–325

Zaragoza C (1999) Buenas prácticas agrícolas para el control de malas hierbas en vid. En: Fernández Quintanilla C, Zaragoza C, Garrido MS (eds) Control Integrado de las malas hierbas, PHYTOMA-España, Valencia, pp 77–92

Zaragoza C, Sopeña J, Ochoa M, Aibar J, Gomez-Aparisi J (1989) Evolución de la flora arvense de la viña sometida a distintos sistemas de conservación del suelo. In: Proc 4º EWRS Mediterranean Symposium, pp 251–262

Zegada-Lizarazu W, Berliner PR (2011) The effects of the degree of soil cover with an impervious sheet on the establishment of tree seedlings in an arid environment. New For 42:1–17

Zuber SM, Villamil MB (2016) Meta-analysis approach to assess effect of tillage on microbial biomass y enzyme activities. Soil Biol Biochem 97: 176–187

Capítulo 19

Cuidados culturales durante el establecimiento y el mantenimiento de la repoblación

Rafael Mª NAVARRO CERRILLO, Carlos CEACERO RUIZ,
Antonio DEL CAMPO GARCÍA, Andrés MARTINEZ DE AZAGRA,
Jaime COELLO GÓMEZ, José REQUE KILCHENMANN

1. Introducción

Los proyectos de repoblación deben incorporar, según los casos, distintas actuaciones para asegurar la supervivencia y el crecimiento inicial de la masa forestal creada. Estas actuaciones están comprendidas dentro de los llamados cuidados culturales. Nunca puede decirse que una plantación forestal está conseguida simplemente porque la planta ha sido instalada en el terreno, sino que será necesario brindarle una serie de cuidados posteriores para poder afirmarlo con seguridad. Estos cuidados culturales se realizan desde el comienzo de la repoblación, en algunos casos de forma simultánea al establecimiento, o en otros se prolongan durante los años inmediatamente posteriores a la repoblación, normalmente hasta las primeras actuaciones selvícolas de mejora. El pliego de condiciones técnicas (ver capítulo 20) debe recoger tanto una descripción detallada de este tipo de trabajos, como el sistema de control de calidad que se va a utilizar, para asegurar que los trabajos de repoblación se ejecutaran de forma correcta (ver capítulo 25). El tipo de labores, su calidad y frecuencia van a venir condicionadas por el objetivo de la repoblación, el costo de las labores, la calidad de los trabajos de plantación y las especies utilizadas (en función de su tolerancia a sequía, competencia con la vegetación, etc.).

Todas las plantaciones, especialmente las recién establecidas, están expuestas a daños causados por varios factores, por lo que en general será necesario protegerlas para alcanzar los objetivos para los cuales fueron creadas. Las principales causas de daños a las plantaciones son las condiciones meteorológicas, la fauna silvestre o doméstica, los incendios y las plagas y enfermedades. Estos factores pueden comprometer el éxito de una repoblación, bien por separado o conjuntamente, reduciendo la supervivencia o impidiendo un normal desarrollo y crecimiento de la misma. En respuesta a los potenciales

daños a la repoblación se deben seleccionar y ejecutar uno o varios cuidados culturales, siendo los más importantes (Navarro-Cerrillo y Martínez 1997):

- Protección y control de la herbivoría
- Protección contra incendios
- Protección contra agentes bióticos
- Control de la competencia por la vegetación herbácea
- Riegos
- Hidrogeles
- Fertilización
- Podas de formación.
- Reposición de marras

2. Principales cuidados culturales en repoblaciones

2.1. Protección y control de la herbivoría

La fauna doméstica o cinegética puede acabar en poco tiempo con la totalidad de las plantas colocadas en el terreno, como ha ocurrido en repoblaciones en las que no se han tomado precauciones al respecto. Donde se ha comprobado la presencia de animales en un número suficiente para suponer un riesgo para la repoblación es necesario asegurar su protección, y en algunos casos también se puede proteger la flora y la fauna asociada a la repoblación. En el capítulo 17 se ha descrito con detalle las alternativas de protección de la repoblación contra la herbivoría. Los procedimientos descritos son generalizables a la programación temporal de los cuidados culturales de una repoblación, cuando esta lo requiere, por lo que recomendamos al lector la consulta de la información incluida en dicho capítulo.

2.2. Defensa de repoblaciones contra incendios forestales

Los incendios forestales, que representan un gran problema en España, suponen una amenaza muy grave para las repoblaciones. A la vez que se proyecta la repoblación se debe replantear la localización de estructuras lineales de prevención de incendios en la masa futura, como son: vías de acceso, áreas cortafuegos con sus correspondientes fajas auxiliares y cortafuegos convencionales.

Las vías de acceso en proyectos de gran extensión tienen polivalencia para la propia ejecución de la repoblación, para la prevención de incendios y para los tratamientos a aplicar en el futuro de la masa. Estarán flanqueadas por fajas auxiliares (zonas rasas de 2 m de anchura; figura 19.1) sobre las que apoyar en el futuro las áreas cortafuegos. Respecto de las áreas cortafuegos, conviene que además de apoyarse en caminos, rodeen el perímetro del monte. En función del procedimiento de repoblación puede ser conveniente reducir en dichas áreas la densidad de plantación inicial para evitar costes de ejecución de repoblación y de claras posteriores, especialmente en el caso de especies brotadoras, y también facilitar el desbroce de mantenimiento mecanizado. Los cortafuegos convencionales (bandas rasas del orden de 20 m de anchura), si se consideran necesarios, deben quedar replanteados y sin plantar.

Otros elementos puntuales de prevención de incendios como el acondicionamiento de puntos de toma de agua sobre cursos naturales y de fuentes o manantiales, localización de puntos de vigilancia y sus accesos, deben ser previstos en unos casos y ejecutados en otros.

Para evitar este tipo de daños debe tomarse la precaución de, independientemente de la forma en cómo se controle la vegetación (manual, mecanizada o química), hacer un cortafuegos perimetral mediante el paso de una grada, siempre que la pendiente lo permita, o por decapado cuando las condiciones lo exijan, análogo al que se hace para proteger las dehesas, es una práctica recomendable.

Figura 19.1. Gradeo perimetral para la protección de una repoblación contra incendios forestales (foto: R Navarro-Cerrillo).

2.3. Protección contra plagas y enfermedades

Es difícil prever tras la ejecución de la repoblación las posibles plagas y enfermedades que puedan desarrollarse en la futura masa forestal, aunque el incremento significativo de la superficie forestal hace pensar que este riesgo va a existir (figura 19.2).

Figura 19.2. Daños de procesionaria (*Thaumetopoea pityocampa*) en una masa joven de *Pinus pinaster* (foto: R Serrada).

En el estado actual de las repoblaciones, sólo se pueden hacer algunas recomendaciones de carácter muy general:

- Eliminar previamente a la plantación todas aquellas plantas procedentes del vivero que presenten daños de hongos o insectos, cuando existan dudas razonables de que estén infectadas.
- En repoblaciones realizadas próximas a zonas forestales que presenten alguna plaga (por ejemplo, procesionaria del pino), debe vigilarse periódicamente la plantación, eliminándose rápidamente cualquier brote de la plaga. Esto, dada la baja densidad y altura del arbolado, será relativamente sencillo durante los primeros años de la plantación.
- En el caso de producirse una mortandad importante, sin causa aparente o por alguna enfermedad o plaga no identificada, debe consultarse lo antes posible al servicio de plagas de la Consejería competente, para que haga las recomendaciones pertinentes.

2.4. Control de la competencia por la vegetación herbácea

En el capítulo 18 se ha descrito con detalle la importancia del control de la vegetación herbácea en repoblaciones forestales, en particular en terrenos con un uso agrícola previo. En ese capítulo se han detallado las principales técnicas para el control de la competencia entre los brinzales y la vegetación natural. Los procedimientos descritos son generalizables a la programación temporal de los cuidados culturales de una repoblación, cuando esta lo requiere, por lo que recomendamos al lector la consulta de la información incluida en dicho capítulo.

2.5. Riegos en repoblaciones forestales

Las plantas sólo van a poder arraigar y desarrollarse cuando exista suficiente humedad en el suelo. En los climas típicamente mediterráneos (y en general en climas con fuertes restricciones hídricas), por sus especiales condiciones climáticas, con un largo período seco y con una acusada irregularidad meteorológica que favorece períodos anormales de sequía, va a ser conveniente en muchos casos considerar la posibilidad del riego de algunas repoblaciones (Carminati *et al.* 2010).

Tal y como se ha mencionado en el capítulo 3, el agua es uno de los factores que más limita la supervivencia de los brinzales en el momento del establecimiento. Las plantas sufren de un fuerte estrés hídrico durante los periodos secos posteriores a la plantación, afectando a la funcionalidad de la planta por la fuerte pérdida de turgencia celular. El riego mejora el desarrollo de las raíces, aumentando la profundidad efectiva del sistema radical y su fibrosidad (Coleman 2007), lo que les permite explorar un mayor volumen de suelo y acceder a una mayor cantidad de reservas hídricas, induciendo un mayor crecimiento de la parte aérea del brinzal. El más directo, y posiblemente el más eficaz método de reducción del estrés hídrico de la planta es mediante el riego, entendiendo que su objetivo es asegurar un porcentaje mínimo de supervivencia y asegurar el crecimiento en unas condiciones de estación restrictivas.

Los riegos, aunque poco habituales en el ámbito de las repoblaciones forestales, se han usado históricamente en repoblaciones en áreas críticas (Valdecantos *et al.* 2000; Serrada *et al.* 2005; Bainbridge 2007), así como en repoblaciones de choperas (Serrano *et al.* 2001), plantaciones productoras de trufa (Palazón *et al.* 2008), plantaciones de producción de maderas de calidad (Molina *et al.* 2015) y en repoblaciones en terrenos agrícolas (Benayas 1998; Pardos *et al.* 2005). Por otro lado, sigue siendo frecuente dotar de sistemas de riego temporal o permanente a restauraciones con objetivo paisajístico (áreas periurbanas, etc.) o en jardinería. A pesar de ello, esta práctica, se sigue viendo como inusual en las repoblaciones forestales. En general, se considera que si se elige adecuadamente la especie y los procedimientos de establecimiento (en particular las preparaciones del suelo) de acuerdo con las condiciones del lugar, y se planta en la época apropiada con planta de calidad no será necesario regar. Sin embargo, a medida que se utilizan especies de temperamento más delicado, fundamentalmente frondosas, y las repoblaciones se hacen con objetivos más específicos, la necesidad de asegurar unos valores mínimos de supervivencia obligan a asegurar el prendimiento de los brinzales, y eso pasa, en algunos casos, por garantizar una mínima disponibilidad de agua por parte de la planta, por lo que habrá que recurrir a riegos, como en zonas recalcitrantes, *badlands*, repoblación de áreas críticas o repoblaciones de urgente crecimiento (algunas correcciones de taludes o hidrológicas que afectan a infraestructuras sensibles) (Bainbridge 2007; Martínez de Azagra y del Río 2012).

Siguiendo las definiciones propuestas por Martínez de Azagra y del Río (2012) se entiende por:

- Riego de establecimiento (arraigo), el que se suministra en el mismo momento de ejecutar la plantación o siembra, y pueden llegar a ser muy necesario si en ese momento el suelo no se encuentra con un grado óptimo de humedad.
- Riego de apoyo (mantenimiento), el que se aplica de forma regular hasta asegurar el adecuado establecimiento de la repoblación (normalmente desde mediados o finales del periodo estival) y durante un periodo que puede ser de varios años.
- Riego de socorro (supervivencia), el que tiene como objetivo evitar la muerte de los brinzales ante unas condiciones de sequía severa. Es de carácter excepcional.

En cualquier caso, hay que tener presente que el riego sólo sirve para ayudar a la plantación en los primeros años, y no debe planificarse mantener los árboles regados permanentemente, salvo circunstancias muy especiales como los ya mencionados (por ej., plantaciones truferas). En función de las características del proyecto de repoblación un adecuado programa de riego puede ser la mejor garantía para evitar las marras por estrés hídrico. Una buena programación de los riegos puede evitar muchas marras y optimizar la respuesta de la repoblación (logrando los objetivos deseados en un tiempo más reducido, por ejemplo, en repoblaciones urgentes de taludes) (Bainbridge 2007; Martínez de Azagra *et al.* 2012; San José *et al.* 2019), lo que garantiza la viabilidad de la repoblación. Los riegos de establecimiento son, en general, innecesarios ya que normalmente la planta tiene humedad a su disposición en el cepellón, y antes de empezar a poder utilizar agua del suelo, ésta ya ha percolado en su mayor parte. Esto hace más recomendable los riegos pasado un tiempo desde las plantaciones como parte de los riegos de mantenimiento.

De los sistemas de riego propuestos en actividades de restauración y jardinería, sólo los riegos localizados son viables en las condiciones generales en una repoblación forestal (simplificado de Martínez de Azagra y del Río (2012); tabla 19.1; figura 19.3):

- Riego a manta o riego por alcorques, que es el más sencillo e inmediato, usado frecuentemente en el riego de choperas, cuando hay disponibilidad de agua, y no se exige mucha eficiencia en el uso de la misma. En general, su uso está muy restringido, pero puede usarse en plantaciones de producción en suelos agrícolas en terrenos de regadío (Serrano *et al.* 2001), o bien en situaciones de urgencia, ante sequías pertinaces e imprevistas, para dar riegos de socorro mediante camiones cisterna, cubas remolcadas por tractor o autobombas contraincendios.
- Riegos por goteo estándar, que se caracteriza por una aplicación del agua lenta y localizada a la planta. De esta manera, se reduce el gasto de agua innecesario que podemos encontrar en otros sistemas de riego, y aumenta la eficacia en el suministro de agua a la planta. Aunque según Bainbridge (2007) suele presentar serios inconvenientes en condiciones de monte: la frecuente obturación de sus emisores, el reiterado roído de los laterales de riego por parte de numerosos animales, su coste elevado (bomba, sistemas de filtrado, válvulas, mantenimiento, etc.), su alta frecuencia de aplicación (contraria a las necesidades de las plantas regadas).
- Microrriegos a través de recipientes enterrados o superficiales mediante dispositivos de almacenamiento y entrega lenta del agua acumulada a través de paredes porosas o a través de mechas. En España, en repoblaciones antiguas, se utilizaron recipientes rústicos de barro cocido para almacenar agua, en particular en repoblaciones en zonas áridas o *badlands* (Hervás Muñoz *et al.* 2004; Serrada *et al.* 2005; Martínez de Azagra y del Río 2012). También se han propuesto y se siguen utilizando recipientes específicos o improvisados (botellas PET o tetrabriks reciclados) (Matorel *et al.* 1998; Martín *et al.* 2014). Actualmente, en nuestro país, su uso está restringido al empleo de dispositivos plásticos especialmente diseñados para los riegos en condiciones de campo tipo Treegator® o Eco Bag®, que son bolsas de polietileno que liberan el agua lentamente, aunque a dosis que superan la capacidad de recarga en repoblaciones forestales (Treegator® libera 75 L y se vacía en 5 a 9 horas, Eco-bag tiene una capacidad de 20 L, y entrega el agua por medio de una mecha a una tasa aproximada de 1 L día^{-1}). Estos equipos pueden tener alguna utilidad en arboricultura, jardinería de espacios forestales o áreas críticas de urgente restauración, pero su generalización a otro tipo de repoblaciones no es viable.
- Microrriego localizado por medio de tubos verticales estancos o porosos de PVC, PE, ABS, o por tallos huecos de plantas locales (por ejemplo, cañas (Allué Andrade y Navarro Garnica 1970); enterrados unos 25 a 50 cm y que asoma 2 o 3 cm (figura 19.3). De esta manera, el agua se sitúa en profundidad, junto a las raíces del brinzal. Las dosis ensayadas han sido muy reducidas: van desde 1 L hasta 3 L por planta y riego. En un experimento efectuado en Almería (con una precipitación media anual de unos 250 mm) con pino carrasco y acebuche, la tasa de supervivencia fue del 95% a los 15 meses de la plantación (con únicamente dos minidosis de riego entre 1,5 y 3,0 L

Microaspersor.

Micro riego mediante tubo enterrado.

Sistema con botellas recicladas.

Sistema Eco Bag®.

Sistema de *Waterboxx*®.

Figura 19.3. Detalle de sistemas de riego localizados propuestos en actividades de restauración y jardinería (fotos: A Martínez de Azagra).

aplicadas en junio y agosto), mientras que la supervivencia fue inferior al 5 % en las parcelas testigo sin riego (Sánchez *et al.* 2004). Por las mismas razones que en el caso anterior, su generalización a repoblaciones genéricas y extensas no es viable.

- Cajas de agua (*Waterbox*) (figura 19.4). Consiste en una caja de polipropileno con forma cilíndrica, ligeramente troncocónica, de aproximadamente 0,5 m de diámetro y 0,25 m de altura, que rodea y protege a los brinzales o a las semillas que encierra en su seno. Incluye en su interior un depósito amplio y generoso de unos 17 L de capacidad. El centro de la caja está hueco para permitir el crecimiento de las plantas, que se riegan por capilaridad a través de una mecha instalada al efecto en su fondo. El agua de lluvia se recoge a través del embudo y se canaliza al fondo del depósito mediante dos pequeñas bajantes. Bajo ciertas condiciones meteorológicas, el embudo acostillado, que recuerda la forma de un exprimidor, puede actuar como

un condensador de rocío, de manera que la autonomía hídrica del sistema puede ser grande, aún en condiciones adversas de sequías prolongadas. En cualquier caso y sin aportación de lluvias ni rocío, el microrriego está garantizado durante varios meses si partimos de depósito lleno, porque la tasa de entrega de agua a través de la mecha es inferior a 0,3 L día^{-1}. La caja también sirve para eliminar la competencia de especies invasoras, hace de acolchado, reduciendo la evaporación directa de agua desde el suelo humectado y atempera el suelo (Marcos *et al.* 2013; del Campo *et al.* 2013). Debe instalarse en el fondo de un pequeño hoyo de base totalmente horizontal, practicado al realizar la plantación o siembra. Conviene que asome unos 10 o 12 cm por encima de la superficie del suelo y que quede bien sujeto, haciendo cuerpo con el suelo circundante. Incluso se facilita un sistema de anclaje, opcional, para asegurar su estabilidad frente al viento. Nada más instalar la caja hay que llenarla con unos 15 L de agua. También se recomienda un pequeño riego de establecimiento directo a las plantas de unos 3 L. Por tanto, debe contarse con mucha agua en el momento de la repoblación: más de 5000 L para una hectárea (lo que resulta muy difícil en zonas áridas y remotas), a no ser que se trabaje con densidades muy bajas. Se trata de una caja ligera, pero de construcción robusta por lo que puede tener varios usos (hasta diez, según el fabricante). Además del modelo original en polipropileno (*Waterboxx*®), se están ensayando prototipos biodegradables de distintos materiales y con un embudo liso, lo que abarata mucho el producto.

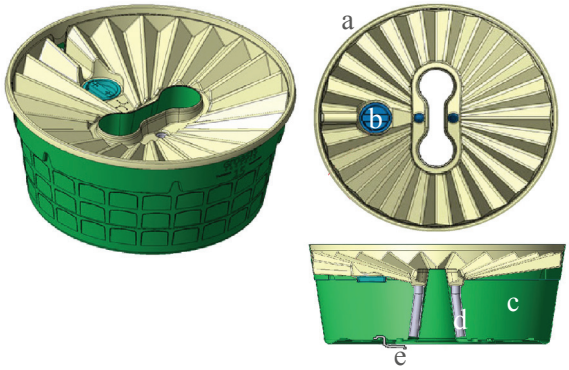


Figura 19.4. Esquema del diseño de una caja de agua o *Waterboxx*®: a) embudo acostillado, b) tapón de llenado, c) sisterna (≈15 L), d) bajantes, e) mecha.

- Destiladores solares (*Konkom*) (figura 19.5). Es un sistema de riego localizado basado en la destilación solar. Un emisor *Konkom* está formado por dos botellas reutilizadas de plástico de diferente tamaño (por ejemplo, una de 5 L y la otra de 1,5 L) convenientemente ensambladas. La botella mayor ha de ser cortada para quitar su base, mientras que la pequeña se corta aproximadamente por su mitad. El recipiente conseguido con la botella menor se sitúa lleno de agua junto al brinzal que se desee regar. Sobre este recipiente se coloca la botella grande a modo de campana envolvente, centrada e hincada unos centímetros en el suelo. Es importante que la posición relativa entre ambas botellas permita abrir el tapón de la grande para poder rellenar de agua la pequeña. En el recinto cerrado se reproduce a pequeña escala y de manera simplificada el ciclo del agua. El agua evaporada por el sol se condensa en el

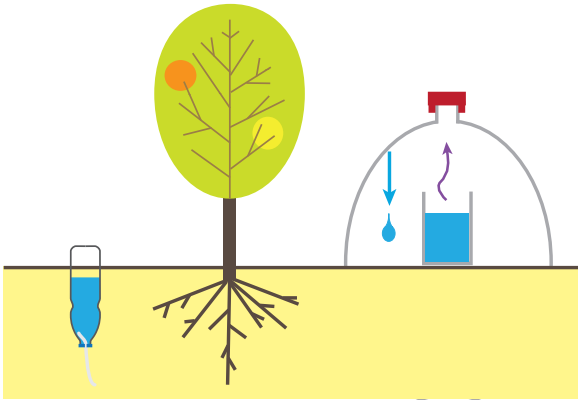


Figura 19.5. Esquema del diseño de una botella PET a la que se ha incorporado una mecha a través de su tapón y de un destilador *Konkom*.

techo, las paredes y el suelo del recinto, que en este caso se corresponde con el suelo a regar. El aparato proporciona a la planta un riego de coste nulo y sincronizado con sus necesidades, pues se intensifica cuando el sol incide de plano sobre el destilador, es decir: cuando más transpiran las plantas. Aunque se esté regando a pleno día, se pierde muy poca agua por evaporación directa, pues la que no transpira la planta sigue dentro de un circuito semicerrado de evaporación y condensación sin salir del propio destilador solar. Por eso y para aumentar la eficiencia en el aprovechamiento del agua, interesa acolchar (con paja, piedras, etc.) alrededor del *Konkom* y del brinzal, de manera que no asome un frente húmedo a la superficie. Como propiedad interesante, este sistema permite emplear aguas salobres o de mar, ya que el sol las transforma en agua dulce. Solo en circunstancias muy particulares puede resultar interesante este sistema. Su generalización a repoblaciones extensas no es viable.

- Sistemas de captación de precipitaciones horizontales (bajo climas muy secos pero neblinosos, con frecuentes nieblas dinámicas) que pueden lograr aportes hídricos suplementarios vitales para el repoblado, de forma individual o para un conjunto de árboles mediante un depósito que alimente a una red de riego localizado. Estos riegos de nieblas constituyen una variante de la recolección de agua en la cual el área de impluvio tiene que ser vertical (es la superficie del atrapanieblas) por ser las precipitaciones horizontales (nieblas, camanchacas) (Navarro Hevia *et al.* 2009).

En la tabla 19.1 se enumeran los diferentes sistemas de riego descritos y con mayor potencialidad en repoblaciones forestales (simplificada de Martínez de Azagra y del Río 2012). La elección de la mejor alternativa depende de cada situación particular: tipo de microclima, tipo de suelo, relieve, cantidad de agua disponible, calidad y coste de esa agua, especies a regar, número de años en que habrá que aportar agua, superficie (número de plantas) a regar, riesgo de proliferación de malas hierbas, coste de la mano de obra, sencillez en el manejo del sistema, medios mecánicos disponibles para el riego, consideraciones estéticas, paisajismo, riesgo de vandalismo, etc. Así pues, no existe una solución perfecta ni universal para todas las situaciones (San José *et al.* 2015).

Tabla 19.1. Comparación entre sistemas de riego (datos recogidos de Bainbridge 2007; Martínez de Azagra y del Río 2012 y de información facilitada por los fabricantes de cada producto).

Sistema	Fundamento	Coste	Eficiencia de aplicación	Mantenimiento	Aplicación	Observaciones
Gravedad	Infiltración	Muy bajo	Muy baja / Baja	Bajo	Conjunta o individual	Puede plantearse el riego por alcorques.
Aspersión	Presión hidrostática	Muy alto	Baja	Medio	Conjunta	Sistema inadecuado
Microaspersión	Presión hidrostática	Muy alto	Media	Alto	Conjunta	Solución posible (preferible goteo enterrado)
Goteo superficial	Presión hidrostática	Muy alto	Alta	Alto	Conjunta	Solución posible pero mejorable enterrando los emisores
Goteo enterrado	Presión hidrostática	Muy alto	Muy alta	Alto	Conjunta	Solución mejorable usando cápsulas porosas
Tubos verticales	Infiltración	Bajo	Muy alta (salvo en suelos arenosos)	Bajo	Individual	Sistema muy sencillo y eficiente
Drenes	Infiltración	Bajo	Alta	Bajo	Conjunta	Buena solución para barreras cortavientos
Vasijas de barro, botos	Potencial hídrico	Bajo	Muy alta	Bajo	Individual o conjunta	Las tradicionales repoblaciones “con biberón”
Cápsulas porosas	Potencial hídrico	Bajo	Muy alta	Medio / Alto	Conjunta	Buenos emisores para riegos por goteo enterrado
Botellas PET con goteros o con mechas	Potencial hídrico y/o capilaridad	Bajo	Muy alta	Bajo	Individual	Sistemas artesanales sencillos y eficientes
Eco Bag	Potencial hídrico y capilaridad	Alto	Muy alta	Bajo	Individual	Puede reutilizarse varias veces.
Waterboxx	Potencial hídrico y capilaridad	Muy alto	Muy alta	Bajo	Individual	Puede reutilizarse hasta diez veces.
Konkom	Destilación solar	Bajo	Muy alta	Medio	Individual	Posibilidad de usar aguas salobres o salinas

Los sistemas de riego por goteo, superficial y enterrado, se usan en repoblaciones de producción, como es el caso de plantaciones de trufa, aunque deben diseñarse de forma muy correcta (equipos, recarga de agua, mantenimiento, costo, etc.) para evitar que resulten ineficaces. De todos los riegos convencionales, el riego por goteo subterráneo es la mejor alternativa, pero puede ser mejorado de forma sustancial sustituyendo los goteros por cápsulas porosas o utilizando goteros aéreos en combinación con tubos verticales hincados en el suelo. Estos sistemas se han ensayado en repoblaciones de áreas críticas con buenos resultados, pero sin una clara utilidad a largo plazo. Los tubos verticales suponen un método muy sencillo, barato y eficaz de riego localizado, pero son difíciles de instalar en repoblaciones forestales, aunque en algunas ocasiones los propios tubos protectores (invernaderos cerrados), se han usado para facilitar las labores de riego. Los sistemas de riego mediante dispositivos de almacenamiento (tipo *Eco Bag*), son interesantes, pero el costo de los materiales, su manejo en la repoblación (instalación y llenado) y su persistencia (daños, robos, etc.), lo hacen poco viables en repoblaciones de superficies medias o grandes (posiblemente por encima de las 25 ha).

En el caso más general será sólo necesario un riego de establecimiento (por ejemplo, en repoblaciones en dunas), que a lo sumo se repetirá durante el segundo y tercer año (riegos de mantenimiento), hasta que la raíz de la planta se haya desarrollado lo suficiente para poder sobrevivir de forma independiente. Este riego se realizará sólo en aquellos casos que sea posible acceder al terreno fácilmente, con un tractor y cuba para realizar riegos pie a pie. Lógicamente, una vez conseguida la instalación y autonomía hídrica de las plantas, los tubos, y la red de riego, deberán retirarse del lugar, pudiendo ser utilizados en otra zona en fase de restauración que lo precise.

Una vez elegido el sistema de riego, es necesario definir la dosis y la frecuencia del mismo, lo cual se debe establecer en función de las demandas hídricas de la repoblación (un porcentaje de la ETP estimada para la zona repoblada), y de las características edáficas (capacidad de retención de agua del suelo, profundidad efectiva, textura, etc.). En función de estas variables, se debe calcular una minidosis de agua, aceptable a la disponibilidad de agua de riego en la repoblación (accesibilidad al agua y costos), que asegure los objetivos de ausencia de marras por estrés hídrico en la repoblación.

- Un pequeño brinzal de dos savias tiene unas necesidades de 1 o 2 L de agua al mes (en julio y agosto). Así, con sólo 2 o 5 L por brinzal y temporada puede ser más que suficiente si la eficiencia de aplicación de agua del sistema de riego es muy alta (próxima al 100%). La frecuencia del riego también difiere respecto del patrón seguido por los agricultores. Se trata de riegos de muy baja frecuencia (por ejemplo: un riego en julio y otro en agosto; o un único riego en mitad del verano).
- En riegos de mantenimiento con sistemas a manta o alcorques, la dosis de riego puede ser muy variada, pero en general serán suficientes volúmenes de 10 a 20 L por planta, repitiéndose el riego durante los meses más secos, julio y septiembre y excepcionalmente agosto. Aportaciones más escasas de agua en el riego a manta no tienen efectos significativos en términos de supervivencia ya que la eficiencia de aplicación de agua en estos casos es muy baja, inferior al 25%. Adecuar la forma del alcorque, para concentrar la preciada agua junto al brinzal, y cubrir el suelo humedecido con una pequeña capa de tierra seca o de piedras,

para reducir la evaporación directa, son dos medidas que mejoran esta técnica de riego, a expensas de reducir el rendimiento de la labor.

Los riegos de apoyo y socorro realizados a través de cualquiera de los métodos descritos pueden resultar muy útiles, por no decir imprescindibles, en áreas críticas, en situaciones recalcitrantes de marras por estrés hídrico; pero son del todo innecesarios si la repoblación clásica funciona, lo que suele ser habitual. La amplia experiencia forestal española así lo atestigua: en la mayoría de las zonas áridas suele bastar con eliminar la vegetación competidora preexistente, preparar el suelo acertadamente, perfilando áreas de impluvio y áreas de recepción, y realizar la plantación o siembra de plantas o semillas de calidad (con las especies y procedencias adecuadas a la estación forestal, y en el momento apropiado) para tener éxito en la empresa.

Sin embargo, si las condiciones edafoclimáticas son muy restrictivas, y es urgente lograr el éxito de la repoblación, debe programarse, como parte del proyecto técnico, el riego, evitando el riesgo de un fracaso en la repoblación. En estos casos deben superarse las ideas y planteamientos simples que postulan que las repoblaciones forestales no deben ser regadas. Del Río *et al.* (2016) han desarrollado un modelo económico que puede ayudar al proyectista en su decisión sobre si regar o no los brinzales de su repoblación. El mencionado modelo plantea un sistema de ecuaciones coste-beneficio y de estrategia de reposición de planta para hallar el valor del umbral de marras con el cual ambas alternativas (regar o reponer marras) ofrecen el mismo resultado económico. Al comparar este valor con el nivel de marras esperado en la estación forestal si no se aplican microrriegos, el proyectista puede tomar una decisión razonada en favor de una de estas dos alternativas. Para facilitar su utilización, los autores del modelo facilitan una hoja de cálculo que obtiene dicho valor umbral.

2.6. Acondicionadores del suelo con polímeros hidroabsorbentes (hidrogeles)

El estrés hídrico de una planta puede ser debido a la falta de humedad en el suelo o a la incapacidad para absorber y transportar el agua como consecuencia de un pobre contacto entre el suelo y la raíz, las bajas temperaturas del suelo o un sistema radical no funcional o insuficientemente desarrollado (Egnell y Orlander 1993). Por tanto, además del régimen de precipitaciones, hay factores del suelo como la textura gruesa, la alta pedregosidad o el bajo contenido de materia orgánica que pueden agudizar el estrés hídrico de la planta. Por otro lado, una textura excesivamente fina puede dar lugar a problemas de encharcamiento y asfixia radical. Otros factores clave que definen la disponibilidad o el exceso de agua en el suelo para el árbol recién plantado en un clima y suelo determinados son la fisiografía (cóncava o convexa en vertical y en horizontal), la pendiente y la orientación.

Con el fin de facilitar la fase de arraigo de los árboles en áreas en las que la pluviometría o las características del suelo sean limitantes se han desarrollado una serie de productos llamados acondicionadores o mejoradores del suelo (Cortina *et al.* 2011; Löf *et al.* 2012; Hüttermann *et al.* 2009), que se incorporan al hoyo de plantación en el momento de plantar o sembrar. El objetivo es mejorar las propiedades del suelo en el volumen ocupado por las raíces durante los primeros meses o años, especialmente, la capacidad de retención de agua, permeabilidad, estructura y fertilidad (Coello y Piqué 2016). Esta técnica no

debe confundirse con las enmiendas, que consisten en incorporar un acondicionador del suelo de manera areal, no limitada al hoyo de plantación.

Los principales tipos de acondicionadores del suelo son (adaptado de Coello y Piqué 2016):

- Acondicionadores orgánicos. Mejoran propiedades físicas y químicas del suelo: compost, humus, turba, biochar, residuos de actividades agrícolas, ganaderas (estiércol), forestales (astillas, serrín) o urbanas (lodos de depuradora, residuos sólidos).
- Acondicionadores minerales. Mejoran las propiedades físicas: arcilla, grava, vermiculita, perlita, etc.
- Acondicionadores sintéticos o mixtos. Incluyen polímeros hidroabsorbentes, solos o combinados con otros ingredientes. En el apartado siguiente se describe este tipo de acondicionadores.

Un tipo de acondicionador no abordado en esta relación, debido a la falta de referencias consistentes, son los geles que se licúan en contacto con el suelo produciendo una liberación progresiva de humedad durante los primeros meses y que no se recargan posteriormente.

2.6.1. Los acondicionadores con polímeros hidroabsorbentes

Los polímeros hidroabsorbentes (también llamados hidrogeles) son un producto granulado o en polvo caracterizado por su alta higroscopicidad; es decir, por su gran capacidad para absorber y acumular grandes cantidades de agua: entre 400 y 1000 veces su peso (Hütterman *et al.* 1999; Rowe *et al.* 2005). Cuando se añaden al suelo modifican el tamaño de los agregados y reducen la porosidad (Hüttermann *et al.* 1999). Como consecuencia, se incrementa la capacidad de retención de agua del suelo al reducirse las pérdidas por infiltración a capas profundas (inaccesibles para las raíces jóvenes) así como las pérdidas por evaporación a la atmósfera. El agua así almacenada queda disponible para las plantas durante un período más prolongado (Hüttermann *et al.* 1999; Thomas 2008; Sloup y Salas 2009).

La composición más habitual de este producto son los copolímeros de acrilamida o ácido acrílico a base de sal potásica. Sin embargo, en los últimos años están apareciendo formulaciones sin acrilamida (DRI 2008) debido al rechazo social que tiene ésta por su toxicidad. Si bien su aplicación en forma de polímero (poliacrilamida) es inocua y estable en condiciones ambientales, algunas administraciones han regulado el contenido máximo de trazas de acrilamida no polimerizada (Rowe *et al.* 2005).

Los acondicionadores que incluyen polímeros hidroabsorbentes pueden estar compuestos únicamente por éstos, o bien combinarlos con otros ingredientes en forma de mezclas sinérgicas: fertilizantes con diferentes velocidades de liberación, ácidos húmicos, estabilizantes para evitar la sedimentación de los diferentes ingredientes, etc. Se busca así una mejora más amplia de las propiedades físicas y químicas del suelo (Rowe *et al.* 2005; Soler-Rovira *et al.* 2006).

La aplicación de este tipo de acondicionadores es sencilla, realizable en el mismo momento de plantar o sembrar, si bien debe realizarse de manera cuidadosa y precisa, como se describe a continuación.

2.6.2. Efectos de los acondicionadores con polímeros hidroabsorbentes

Los trabajos realizados en condiciones de vivero muestran de manera consistente cómo esta técnica induce un incremento del volumen de agua disponible en el suelo (Hüttermann *et al.* 1999; del Campo *et al.* 2011; Vallejo *et al.* 2012), lo que permite incrementar la supervivencia y el crecimiento aéreo y radical, así como los principales indicadores fisiológicos en un amplio rango de especies: *Citrus spp.* (Arbona *et al.* 2005), *Conocarpus spp*. (Al-Humaid y Moftah 2007); *Fagus spp.* (Beniwal *et al.* 2011; Jamnicka *et al.* 2013), *Ligustrum spp*. (Koupai *et al.* 2008); *Pinus spp.* (Hüttermann *et al.* 1999; Agaba *et al.* 2010; del Campo *et al.* 2011); *Populus spp.* (Luo *et al.* 2009; Beniwal *et al.* 2010; Shi *et al.* 2010) y *Quercus spp.* (Chirino *et al.* 2011). Además, en el caso de los acondicionadores con polímeros hidroabsorbentes en mezclas sinérgicas con fertilizantes y otros ingredientes se ha observado una mejora del estado nutricional del suelo (Machado *et al.* 2016). En estos trabajos los árboles estaban en contenedores o macetas y en muchos casos se rehidrataba el sustrato regularmente, por lo que el volumen de suelo acondicionado no estaba sometido al posible efecto desecante del suelo no acondicionado (y, por tanto, menos húmedo) alrededor de él que habría tenido lugar en condiciones de campo.

Los trabajos realizados en campo muestran unos resultados contradictorios, lo que ha dificultado la generalización de su uso. La eficacia de esta técnica en campo está estrechamente ligada a las condiciones de aplicación, como se refleja en el apartado siguiente.

2.6.3. Condiciones de aplicación de los acondicionadores con polímeros hidroabsorbentes

El efecto de los acondicionadores es netamente positivo para el establecimiento de una restauración forestal cuando las condiciones de aplicación son las adecuadas. Se han citado, en climas muy diversos, incrementos de la humedad del suelo y mejoras generalizadas de todos los indicadores: supervivencia, crecimiento aéreo y radical, estado hídrico y estado nutricional (Coello *et al.* 2018 a y b). El cumplimiento parcial de las condiciones de aplicación da lugar a mejoras puntuales (Clemente *et al.* 2004; Navarro-Cerrillo *et al.* 2005; Rowe *et al.* 2005; Chirino *et al.* 2011; del Campo *et al.* 2011) o imperceptibles (Barberá *et al.* 2005) de estas variables. Estas condiciones son:

- La textura del suelo debe ser arenosa o franco-arenosa, para que el acondicionador pueda mejorar una de las principales limitaciones de estos suelos: las importantes pérdidas de agua por infiltración y evaporación y, a menudo, el bajo contenido en materia orgánica y nutrientes. Asimismo, los suelos pedregosos y con un alto porcentaje de estériles podrían verse mejorados con esta técnica. Agaba *et al.* (2010) y del Campo *et al.* (2011) analizaron en detalle el efecto de los polímeros hidroabsorbentes en diferentes texturas del suelo en condiciones controladas, demostrando la relación entre la dosis de polímero, la textura del suelo y su contenido de humedad edáfica. Los acondicionadores con polímeros hidroabsorbentes en restauraciones realizadas en suelos de textura entre franca y arcillosa dan lugar a mejoras muy discretas o imperceptibles (Bulíř 2005; Navarro-Cerrillo *et al.* 2005; Chirino *et al.* 2011; del Campo *et al.* 2011; Frigola y Nadal 2013).

- La dosis de aplicación (cantidad de polímero necesario para acondicionar un volumen de suelo) debe ser suficiente. El trabajo mencionado previamente de del Campo *et al.* (2011) concluyó que la dosis más coste-eficaz de aplicación de polímero puro sería de 0,1% en peso del suelo para texturas arenosas o franco-arenosas, es decir, que es necesario 1 g de polímero para acondicionar 1 kg de suelo. Sin embargo, en el caso de acondicionadores que incluyen polímeros en mezclas sinérgicas con otros ingredientes, Coello *et al.* (2018a,b) observaron cómo una dosis de polímero de 0,02% en peso era la más coste-eficaz, no siendo mejorados sus resultados por los de una dosis doble. En todo caso se recomienda respetar las indicaciones del fabricante o realizar ensayos piloto en laboratorio, ya que en los últimos años han ido apareciendo nuevas formulaciones que pueden requerir el ajuste de las dosis de aplicación. Los ensayos en los que se aplicó una dosis insuficiente de polímeros (Barberá *et al.* 2005; Navarro-Cerrillo *et al.* 2005) dieron lugar a resultados pobres o indetectables. En el caso de las restauraciones en las que se realice un trabajo del suelo de gran volumen para cada árbol no sería económicamente viable acondicionar todo el suelo trabajado, sino realizar la aplicación en un volumen más limitado, en el que las raíces permanecerán al menos durante el primer período vegetativo. Se recomienda acondicionar volúmenes de suelo de al menos 15-25 L (equivalentes a cubos de 25-30 cm de lado).
- El método de aplicación debe incorporar adecuadamente el producto en el volumen del suelo ocupado por las raíces durante los primeros meses o años. La recomendación general (a matizar por cada fabricante) es aplicar la mitad de la dosis en el fondo del hoyo de plantación para inducir a las raíces a desarrollarse en profundidad para alcanzar rápidamente horizontes protegidos de la desecación. La otra mitad de la dosis se mezcla con el suelo con el que se tapa el hoyo, y así las raíces se benefician de un suelo acondicionado de manera homogénea a su alrededor. En los trabajos en los que el acondicionador se aplica de manera imprecisa (Frigola y Nadal 2013) o no se incorpora adecuadamente al suelo (Hueso-González *et al.* 2016) los efectos no han sido detectables. La necesidad de realizar una aplicación precisa en cuanto a dosis y método de incorporación al suelo puede ser un factor que limite la aplicación de esta técnica a gran escala si no se emplea personal bien entrenado y motivado.

Además de las condiciones de aplicación, la efectividad de los acondicionadores depende de otros factores:

- Tiempo. Esta técnica muestra un efecto decreciente, siendo máximo en el primer período vegetativo e inapreciable a partir del tercero (Holliman *et al.* 2005; Rowe *et al.* 2005; Chirino *et al.* 2011; Coello *et al.* 2018a,b). La causa principal es la exploración por parte de las raíces finas del suelo más allá del hoyo de plantación (por tanto, no acondicionado) y, en el caso de los acondicionadores con mezclas sinérgicas, por el consumo por parte de la planta de los fertilizantes, ácidos húmicos y otros ingredientes nutritivos. Por tanto, debe considerarse como una técnica de interés principalmente para facilitar la fase de arraigo.
- Disponibilidad hídrica. El efecto del acondicionador es especialmente notable en condiciones de restricción hídrica leve o moderada. Sin embargo, ante una restricción hídrica extrema el efecto del acondicionador puede no ser suficiente,

o incluso, algunas formulaciones podrían llegar a competir con la planta por la humedad residual (Wilson *et al.* 1991). Además, una vez incorporados al suelo no tienen efecto hasta que no reciben un primer volumen de agua, ya sea en forma de precipitación efectiva o de riego de implantación.

- Especie y aclimatación. Los mejores resultados pueden esperarse en especies sensibles al estrés post-trasplante (como por ejemplo encina o algarrobo) o cerca del límite de su área recomendable de utilización.
- Posible incremento de la competición. Un posible efecto negativo de esta técnica, especialmente en estaciones de productividad media, sería que la mejora de las condiciones del suelo a nivel de microestación podrían ser aprovechadas no sólo por los árboles objetivo sino también por la vegetación competidora, si bien no es una situación habitual.

2.6.4. Modelos de acondicionadores del suelo con polímeros hidroabsorbentes

Los polímeros granulados son preferibles al formato en polvo, para reducir el riesgo de ser arrastrados a horizontes inaccesibles para las raíces, especialmente en suelos muy porosos o pedregosos (Rowe *et al.* 2005).

Como se ha mencionado previamente, los dos tipos principales de acondicionadores son los formados únicamente por polímeros hidroabsorbentes y los que incluyen, además, otros ingredientes en forma de mezclas sinérgicas, que parecen ser una opción preferible. Otro aspecto importante es el tipo de polímero: comienza a haber en el mercado acondicionadores con polímeros no basados en poliacrilamida, cuyos resultados han sido similares a las formulaciones de referencia (Coello *et al.* 2018 a y b). Estos resultados permitirían extender la aplicación de esta técnica en usos en los que la presencia de poliacrilamida podría ser un factor limitante.

2.6.5. Los acondicionadores del suelo como alternativa al riego de apoyo

El riego de apoyo es la intervención de mantenimiento más empleada contra la sequía en restauraciones forestales mediterráneas (Carminati *et al.* 2010). Sin embargo, su aplicación es inviable en estaciones de mala accesibilidad y/o transitabilidad, además de ser difícil de prever. Coello y Piqué (2016) compararon el coste de un riego de apoyo con el de aplicación (compra, transporte, aplicación) de un acondicionador del suelo de mezcla sinérgica, en diversas condiciones de accesibilidad, tamaño de la restauración, coste de la mano de obra y dosis de cada técnica. La principal conclusión es que, en la dosis recomendada para árboles de 15-60 cm de altura (40 g árbol^{-1} en un hoyo de 30 × 30 × 30 cm), el acondicionador tenía un coste inferior al de un riego de apoyo, siendo el resultado similar sólo en restauraciones de más de 1000 árboles en terrenos llanos y accesibles con un bajo coste de la mano de obra (figura 19.6). Este estudio también mostró el mínimo impacto sobre el coste de aplicación del acondicionador causado por la accesibilidad y transitabilidad de la estación y del coste de la mano de obra. En caso de aplicar una dosis más alta (100 g árbol^{-1}, recomendada para árboles de más de 100 cm en hoyos de 40 × 40 × 40 cm), el coste es similar al de un riego de apoyo cuando se consideraba un alto coste de la mano de obra (24 € h^{-1}), y similar al de dos riegos de apoyo cuando se consideraba un bajo coste de la mano de obra (12 € h^{-1}).

Figura 19.6. Aporte manual del hidrogel en el fondo del hoyo antes del cierre del mismo (foto: J Pemán).

2.7. Fertilización

2.7.1. Fertilización mineral

Muchos terrenos forestales, especialmente aquellos muy degradados o con un uso agrícola secular, tienen niveles de fertilidad muy bajos debido a los procesos de degradación, o por permanecer períodos muy largos de tiempo sin ningún tipo de cubierta vegetal. Esto puede dar lugar a deficiencias de algunos elementos minerales esenciales para el crecimiento de las plantas. Las deficiencias minerales más frecuentes se asocian al fósforo (P), normalmente en suelos con pH elevado, al nitrógeno (N) en suelos de drenaje excesivo, y al potasio (K) en terrenos muy ácidos o muy básicos. Por tanto, los objetivos principales de la fertilización forestal son (Fox *et al.* 2007; Serrada 2011):

- Equilibrar las concentraciones de los nutrientes en el suelo para evitar bloqueos y asegurar un correcto reciclaje de los nutrientes en masas forestales, indicado por que la relación C/N de la materia orgánica se mantenga en valores inferiores a 25, preferiblemente del orden de 10.
- Favorecer el desarrollo de los regenerados mediante un adecuado suministro de nutrientes esenciales durante la fase de arraigo (ver capítulo 3).
- Aumentar la producción, en particular en la selvicultura intensiva, donde las plantaciones se ven favorecidas por altas concentraciones de nutrientes, en particular N, P y K.
- Corregir carencias de algún nutriente, en situaciones de estaciones especiales, que comprometa el desarrollo de la vegetación.

En otro tipo de repoblaciones los requerimientos nutritivos de las plantas son alcanzados principalmente por los nutrieres que toma del suelo, y a través de los mecanismos de transferencia interna (removilización). Las deficiencias en rodales jóvenes se pueden producir cuando los suelos estén muy empobrecidos, o el área explorada por las raíces sea insuficiente para alcanzar las demandas de las plantas (siempre y cuando el resto de los recursos: agua, luz y temperatura sea el adecuado), lo que puede afectar a la instalación y posterior desarrollo de la plantación. La cantidad de nutrientes en el suelo y la cantidad asimilada por la planta depende de factores tales como la concentración de iones en la solución del suelo, el nivel de meteorización del suelo, las pérdidas

y llegadas de nutrientes por la acción biológica, la cantidad de materia orgánica, el contenido de humedad, textura y estructura del suelo, la morfología y extensión del sistema radical de la plántula, y la asociación con micorrizas.

Excepto para los suelos más infértiles, normalmente la preparación del terreno (a través de la disgregación y exposición de minerales frescos en superficie) aumenta la disponibilidad de nutrientes, principalmente N a niveles suficientes para las necesidades de las plantas instaladas. Por tanto, es muy poco probable que los nutrientes vayan a ser un factor limitante para el establecimiento de una repoblación, ni tampoco que la fertilización vaya a tener resultados espectaculares en términos de supervivencia y/o producción. Al igual que ocurre con los riegos, las fertilizaciones no son una práctica muy frecuente en repoblaciones forestales, limitándose a la selvicultura intensiva. Por otro lado, para hacer una fertilización de forma adecuada es necesario conocer las características químicas del suelo, y las deficiencias reales, lo cual no se justifica en repoblaciones genéricas. Ahora bien, donde los problemas pueden ser evidentes, tal como suelos muy erosionados, tierras agrícolas agotadas, escombreras, suelos muy lavados, etc., pueden compensarse las deficiencias mediante una fertilización bien estudiada en el momento de la plantación.

Sin embargo, los resultados de la aplicación de fertilizantes en repoblaciones no son, en absoluto, concluyentes. Mientras que en algunos casos el efecto de la fertilización ha sido positivo sobre el crecimiento (de Viñas *et al.* 2004; Pardos *et al.* 2005), en otros casos el efecto fue nulo o, incluso, negativo (Oliet *et al.* 2003). Las causas que se barajan para explicar esta contradicción aparente son de distinta naturaleza:

- El posible efecto tóxico de un incremento en la concentración salina en las proximidades de las raíces, lo cual puede ser especialmente perjudicial en zonas de precipitación escasa. Esto puede solucionarse aplicando fertilizantes de liberación lenta, que aportan nutrientes con un ritmo gradual, o aportando el fertilizante en zonas próximas al hoyo de plantación, pero sin contacto directo con el cepellón (Carlson y Preisig 1981).
- La alteración de ciertos equilibrios químicos que se dan en la solución del suelo, modificando variables claves como el pH, afectando así a la asimilabilidad de nutrientes esenciales como el fósforo o el potasio (Bara 1990).
- El carácter tóxico, a partir de ciertos niveles de presencia, de ciertos elementos que se aportan en formas que se absorben rápidamente por la planta, como es el caso del aporte del N en forma de ion amonio (NH_4^+) (Bara 1990).
- El efecto potenciador del fertilizante sobre el desarrollo de la vegetación espontánea, que por lo general está en mejores condiciones para aprovechar los recursos liberados por la fertilización; en estas condiciones, el crecimiento acelerado de plantas no deseadas induce un estrés hídrico e, incluso, luminoso, sobre el repoblado, lo que provoca mermas considerables en el crecimiento o, incluso, en la supervivencia. Este efecto ha sido constatado en numerosos ensayos que han encontrado correlaciones entre la fertilización, la cobertura de la vegetación natural y la mortalidad del repoblado (Roth y Newton 1996). Esto lleva a la conclusión de que, si existe certeza sobre la pronta invasión de la vegetación natural, la aplicación del fertilizante debe realizarse combinada con la eliminación de aquélla. En otro caso puede ser desaconsejable dicha aplicación. Otra solución a este inconveniente

es la aplicación tardía del fertilizante, cuando el repoblado se ha liberado de la competencia aérea y posee un sistema radical potente y activo.

- Por último, en aquellas estaciones forestales donde el factor limitante sea el agua, la ley del mínimo conduce a que, en el mejor de los casos, la fertilización no afecte en absoluto a la respuesta del repoblado, al estar ésta condicionada por la disponibilidad hídrica. En otros casos, y por todo lo visto anteriormente, el efecto de la fertilización será, probablemente, negativo.

La fertilización, por tanto, sólo se considerará cuando suponga un incremento significativo del crecimiento y la producción de las plantas recién instaladas. En cuanto a las características y la composición de los fertilizantes más adecuados, en general se utilizan fertilizaciones minerales nitrogenados (sulfato amónico, cianamida cálcica; urea y nitratos), fosfóricos (superfosfato de cal, escorias Thomas, fosfatos naturales molidos) o potásicos (cloruro potásico, sulfato potásico, nitrato potásico) con diferentes contenidos de N-P-K.

La aplicación de los fertilizantes se puede hacer con formulaciones en polvo, granulados, o encapsulados; siendo más frecuentes en fertilización forestal las dos últimas. Los métodos de aplicación de fertilizantes forestales más frecuentes en repoblaciones forestales son (Serrada 2011):

- **Aplicación superficial a voleo**. El fertilizante se reparte de forma homogénea por toda la superficie, bien mediante aplicaciones a mano (en superficies de complicada topografía); con abonadora centrífuga accionada por tractor agrícola o con lanzadores neumáticos (en terrenos de fácil mecanización). La aplicación superficial tiene una serie de inconvenientes: fuerte estímulo a las malas hierbas; pérdida de fertilizante por arrastre de la lluvia; y la asimilación de nutrientes poco móviles, como K y P, es poco eficiente por parte de los árboles.
- **Aplicación localizada en el hoyo de plantación.** Los fertilizantes se incorporan directamente en el hoyo de plantación o bien en el alcorque. Debe evitarse el contacto directo con las plantas, de modo que queden alejados más de 10 cm de las raíces. Los inconvenientes de este método son: la laboriosidad de la operación; y la colocación precisa del fertilizante, pues si se coloca lejos es ineficiente y si se coloca cerca puede provocar daños. Las ventajas son: las plantas disponen de un elevado nivel de nutrientes, de prolongada acción residual; bajos consumos de fertilizante por unidad de superficie; la fijación irreversible de los nutrientes al suelo es mínima; no se estimula el crecimiento de malas hierbas; y las pérdidas de nutrientes por lavado son escasas.
- **Aplicación de fertilizantes encapsulados.** El fertilizante se incorpora en forma localizada mediante pastillas que quedan enterradas en cantidad y profundidad variable en función del tipo de plantación, solubilidad de las pastillas; riqueza en nutrientes y volumen de las pastillas.
- **Aplicación en bandas continuas.** En terrenos fáciles de mecanizar la forma más sencilla y eficiente de fertilizar es entre líneas de plantación mediante el pase de un ripper y un tubo distribuidor acoplado a una tolva que permite localizar el abono en profundidad en cordones lineales. Esta es una práctica más habitual en populicultura.

La época de fertilización más adecuada depende del tipo de fertilizantes, y del objetivo de la fertilización. En abonados en cobertera, se recomienda aplicar el abono entre 30 y 15 días antes del inicio del período vegetativo, lo que se tiende a corresponder, según climas, con los meses de febrero y marzo. Si el abono se distribuye en invierno las pérdidas por lavado a causa de la lluvia pueden ser altas. Si se distribuye en primavera y verano, la escasez de agua puede dificultar la solubilización y la alta toxicidad en la solución del suelo, provocando disfunciones en las raíces.

Finalmente, hay que indicar que la correcta dosificación de la fertilización forestal debe adecuarse a las características edafoclimáticas y al tipo de plantación (especie y selvicultura). Como datos orientativos se habla de cantidades de 45 a 55 kg ha^{-1} de N-P o potasa 0-0-60, no recomendándose N solo (tabla 19.2).

La respuesta a la fertilización depende de la cantidad y del tipo de fertilizante, condiciones climáticas y edafológicas y forma de crecimiento de la especie. Para el N el periodo máximo de respuesta es de 1 a 3 años, pero podría perdurar hasta casi los 10 años. En cuanto al P, el periodo de respuesta puede ser mucho más prolongado. Los máximos beneficios de la fertilización se alcanzan cuando se integra adecuadamente con otras actividades selvícolas tales como la preparación del terreno o el mantenimiento del suelo. Desafortunadamente se conoce muy poco de estas relaciones y se requiere de investigación adicional, pero pueden influir en la fertilización a través de:

- Cambios en la competición y cantidad de vegetación que compite por la humedad, luz y nutrientes.
- Efectos sobre la liberación o inmovilización de nutrientes.
- Cambios en las cualidades físicas y cantidad de volumen del suelo disponible para las raíces.
- Redistribuyendo las reservas de nutrientes en el suelo.

Tabla 19.2. Dosificación de fertilizantes forestales de liberación lenta en plantaciones forestales (composición de las pastillas: 4% nitrógeno + 14% anhídrido fosfórico + 14% óxido de potasio + 10% óxido de calcio + 6% anhídrido sulfuroso + 1% magnesio + micronutrientes) (Delgado y Calatrava 1995).

Precipitación anual (mm)	Nuevas repoblaciones		Repoblaciones jóvenes sin espesura completa	Masas o árboles adultos
	Terrenos arenosos y ligeros	Terrenos arcillosos, compactos y pesados		
< 500	Una o dos pastillas de 5 g debajo de cada planta a 7 cm de distancia de la raíz	Dos o tres pastillas de 5 g alrededor de cada planta, a 10 cm de cada planta y a 5 cm de profundidad	Dos o tres pastillas de 48 g a ambos lados debajo del perímetro de la copa a 10 cm de profundidad	Diez pastillas de 48 g según el diámetro de la copa, colocadas debajo de su perímetro, a 25 cm de profundidad
> 500 (selvicultura de producción)	Una pastilla de 48 g debajo de cada planta a 7 cm de la raíz, o bien dos o más pastillas entorno de la planta a 10 cm de distancia y 5 cm de profundidad		Tres pastillas de 48 g en torno de cada planta	De 5 a 15 pastillas de 48 g debajo del perímetro de la copa de cada planta

Todas estas consideraciones obligan a analizar de forma cuidadosa la oportunidad de usar la fertilización como un cuidado cultural en un proyecto de repoblación, lo cual dependerá de las condiciones ambientales de la zona de trabajo y de la especie, dado que las estrategias de enraizamiento y de utilización de los recursos son atributos específicos, del objetivo de la repoblación y de los recursos materiales (operatividad) y económicos para su ejecución.

2.7.2 Enmiendas

Se aplica el término enmienda a la actividad conducente a la corrección duradera de alguna propiedad del suelo de carácter químico. La que puede ser más frecuente en selvicultura es la corrección de una excesiva acidez por aporte de carbonato cálcico (por su efecto más duradero y favorable en los suelos forestales que el del óxido de calcio o cal viva), corrigiéndose a su vez la deficiencia de calcio, pues suelen coincidir los suelos ácidos con litofacies con escasa presencia de este elemento. Se trata de la enmienda caliza.

La práctica más común de la enmienda caliza es el empleo de carbonato cálcico finamente dividido, procedente de rocas, en dosis del orden de 5 a 7 tm ha^{-1}, para subir una unidad un pH del orden de 5 durante 15 a 20 años, hasta una profundidad de 40 a 50 cm, en texturas equilibradas. Esta cifra debe tomarse como una orientación muy general, siendo más correcto realizar un estudio de la dosis adecuada a cada caso, la que variará en función de: el tiempo del efecto de la enmienda, la profundidad edáfica afectada, la textura, el régimen pluviométrico y térmico de la estación, y el valor del pH inicial y final. La caliza se distribuye en cobertera de forma homogénea por toda la superficie a tratar, mediante remolques distribuidores o abonadoras centrífugas, y se puede acelerar su incorporación con una escarificación o bina posterior.

Los efectos de la reducción de la acidez en el suelo y del incremento de calcio son: mejor asimilación del fósforo por las plantas; aceleración de la descomposición de los residuos orgánicos y de la humificación; formación de humus cálcico, más estable y saturado; y reducción de la relación C/N; todos ellos conducentes a una mejor nutrición de la masa forestal y a la creación de una estructura grumosa estable que favorezca el equilibrio permeabilidad/capacidad de retención de agua. El interés de las enmiendas calizas en selvicultura estará normalmente ligado a una tendencia natural a la podzolización del suelo y a ensayos previos, dentro de la selvicultura intensiva, que acrediten su rentabilidad.

Otro tipo de enmienda que se suele plantear es la enmienda orgánica o enmienda húmica, realizada habitualmente por aporte de estiércol o compost, que no es razonable aplicar en suelos forestales. Las altas dosis de producto a aplicar por unidad de superficie para que el efecto sea notorio, la necesidad de incorporar el estiércol al suelo por laboreo, y la escasez de resultados en relación con el coste de esta operación, son los motivos que aconsejan no aplicar las enmiendas orgánicas en repoblaciones (López *et al.* 2008).

Puede entenderse como enmienda de fertilidad la aportación importante de uno o varios nutrientes, que resulten claramente deficitarios en el suelo, para mantener su concentración en valores aceptables de una forma duradera. Sin embargo, esta práctica la consideraremos como una de las variantes de la fertilización.

2.7.3. Uso de biosólidos procedentes de depuradoras

Un caso particular de fertilización o enmienda es aquella en la cual se utilizan lodos o biosólidos, que son un subproducto originado durante el proceso de depuración de las aguas residuales, cuya producción se ha incrementado notablemente durante las últimas décadas (Delgado *et al.* 2008; Lu *et al.* 2012; Carlson *et al.* 2015). Se trata de residuos con un elevado contenido en materia orgánica y nutrientes, si bien las propiedades fisicoquímicas del material final y, por tanto, su potencial utilización como enmienda edáfica dependen de factores tan variables como el origen del agua tratada o el proceso de depuración empleado.

La aplicación de enmiendas orgánicas con biosólidos en repoblaciones y en restauración forestal es una técnica cuyos estudios están aumentando en España en los últimos años (Seva *et al.* 1996; Díaz *et al.* 1997; Valdecantos *et al.* 2004, 2011; Fernández-Getino *et al.* 2012), si bien no es tan habitual su implementación en proyectos piloto o de ejecución (Fuentes *et al.* 2007). La aplicación de residuos orgánicos ricos en macro y micronutrientes puede mejorar las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo, favoreciendo el establecimiento de la plantación (Querejeta *et al.* 1998; Caravaca *et al.* 2003; Tarrasón *et al.* 2014), aunque la supervivencia de especies forestales no suele verse mejorada (Fuentes *et al.* 2007). Por otro lado, hay aspectos potencialmente negativos para la planta introducida, que están asociados a la aplicación de lodos, como puede ser el incremento excesivo de salinidad en el suelo del hoyo de plantación, la presencia de metales pesados, o el deterioro de las propiedades físicas del suelo (Fuentes *et al*. 2007). A pesar de la proliferación de estudios y del interés creciente en el tema, todavía hay poca información sobre el efecto de las enmiendas orgánicas en el propio hoyo de plantación, especialmente a medio y largo plazo.

2.8. Podas de formación

La poda es un tratamiento cultural mediante el cual se busca que el árbol tenga el porte más adecuado según los objetivos que se hayan establecido en el momento de la plantación, tales como la producción de fruto, corcho, madera o semilla. En el caso de repoblaciones, se refieren únicamente a las podas de guiado o podas precoces, y no a las de mejora de calidad de la madera, aumento de la producción de fruto o de la reducción de riesgo de incendio, que se aplican cuando la masa supera la edad de monte bravo y que son propias de la selvicultura.

Nos vamos a referir a las podas de formación o guiado que se realizan en edades tempranas y medias del arbolado. Un primer caso se refiere a la populicultura, en los primeros 6 años de vida la masa, con el objetivo de mejorar la dominancia apical de un solo tallo principal. Consiste en la supresión de guías dobles y en cortar la punta de ramas laterales de gran desarrollo y próximas a la guía principal para evitar ramificaciones inadecuadas. Un segundo caso es fomentar la dominancia apical en especies de crecimiento lento. Un modo de comprobar si existe un problema de la falta de dominancia apical en estas especies (Serrada 2011) es realizar el cociente entre la altura media de los pies repoblados y el diámetro máximo de sus copas. Si este cociente es inferior a la unidad, se manifiesta un achaparramiento que aconseja podar. Otro procedimiento para verificar si está teniendo lugar este defecto es realizar el cociente entre la longitud de la última metida y la altura total de la planta dividida por su edad. Si este cociente es inferior a la unidad, se comprueba que las plantas tienden a aminorar su crecimiento longitudinal, manifestando la necesidad de hacer la poda precoz (figura 19.7).

Porte de un pie de *Pinus halepensis* al tercer año de su plantación en una estación semiárida (foto: J Pemán).

Poda de formación realizada sobre los primeros verticilos en una repoblación de *Pinus halepensis* (foto: J Pemán).

Pie de pino piñonero que requiere poda precoz ya que presenta pérdida de dominancia apical (diámetro de copa superior a la altura) (foto: J Otero).

Pie de pino piñonero que no necesita poda precoz ya que tiene copa esbelta (h/d > 1) y crecimiento dominante de la guía (foto: J Otero).

Figura 19.7. Imágenes que ilustran la posible necesidad de podas precoces o de guiado en estados juveniles de los pinos carrasco y piñonero.

En general, las podas de guiado inicial buscarán la formación de fustes únicos y rectos, y se ejecutarán cortando con tijera los dos verticilos inferiores de la planta en una poda muy cuidadosa. Es importante apurar bien la poda en lo que se refiere a ramas basales, cuya inserción queda a veces oculta por la tierra, pues estas ramas rastreras actuarán en el futuro como una especie de parásito por desarrollarse en sombra permanente. Como recomendación general, sería adecuada una primera poda limpiando hasta 1/3 de la altura del árbol a los 3 a 5 años de la plantación. En general, las podas de formación son bastante recomendables, y algunas especies como el pino piñonero, la encina o el alcornoque responden bastante bien a esta práctica, evitándose crecimientos inadecuados y mejorando su porte.

Especies como el pino carrasco y el piñonero tienen tendencia en edades juveniles a formas globosas con numerosas ramas bajas, especialmente cuando se plantan a baja densidad (figura 19.7). Por lo que, si no se actúa sobre ellos, tanto su porte como su crecimiento se verán perjudicados. Estas podas, en ambientes mediterráneos, tienen además la función de equilibrar la parte aérea y radical que ayudan a controlar la pérdida de agua en la época estival. Sería recomendable para estas especies una primera poda al tercer o cuarto año dependiendo de su crecimiento.

Las encinas, quejigos y alcornoques son otras especies que por su aprovechamiento han sido tradicionalmente sometidas a tratamientos de poda (figura 19.8). En las dos primeras especies, el aprovechamiento principal ha sido la bellota por lo que las podas han ido siempre encaminadas a favorecer la producción de la misma. Si no existe ganado en la zona, puede aplicarse una primera poda de formación temprana tendente a que el árbol crezca en altura, eliminando las ramas bajas y los chupones de la cepa. Si existe ganado en la zona, por el peligro de que causen daños, habrá que retrasar las podas a los 5 o 6 años. En el caso del alcornoque es frecuente observar, al cabo de un par de años de la plantación, que la esbeltez del tallo principal es tan grande que se dobla de forma natural. Este problema se ha venido resolviendo en la práctica mediante dos procedimientos: cortar el tallo principal a la mitad o a un tercio de su altura; cortar el tallo principal por la base, esta operación se denomina estoñar en Extremadura. En ambos casos se induce una nueva brotación de cepa con tallos más robustos y viables. En el primer caso, la brotación desde tallo ha dado lugar a fustes definitivos con una marcada curvatura en la base.

De forma general para todas las especies se recomienda la realización de las podas en la época de parada vegetativa del árbol, es decir, en los meses de invierno y preferiblemente a mediados de la estación. Para favorecer la rápida cicatrización de las heridas y para evitar la formación de muñones y nudos grandes, es conveniente cortar las ramas a ras de tronco. Asimismo,

Individuos jóvenes de pino carrasco en los que no se realizó poda precoz.

Ejemplares de encina con una adecuada poda de formación.

Plantación de alcornoque sin poda de formación.

Eliminación de restos de poda mediante desbrozadora de martillos en una forestación de tierras agrarias.

Figura 19.8. Aplicación u omisión de podas de formación en plantaciones (fotos: R Navarro-Cerrillo).

debe evitarse la producción de heridas innecesarias al árbol mediante una cuidadosa ejecución en la poda. Se recomienda limpiar con frecuencia las herramientas de poda con productos fungicidas para evitar la transmisión de enfermedades de unos árboles a otros.

2.9. Reposición de marras

Se entiende por marras de una repoblación la tasa de mortalidad de las plantas que se produce en la repoblación los años posteriores a su plantación o siembra (figura 19.9). En el caso de las siembras hará referencia a la falta de germinación o a las plantas muertas una vez germinadas. Aunque las marras pueden producirse en todo momento en la vida de una masa forestal, sobre todo se producen en los primeros años, como consecuencia de la falta de arraigo o establecimiento de la planta en el monte.

Las causas de las marras son muy diversas (Martínez de Azagra y Del Río 2012):

- Mala calidad de planta. Poco cepellón, plantas sin endurecer, enfermas, mal nutridas, sin micorrizar, etc.
- Mala preparación del suelo. Desbroce escaso, poco volumen de suelo removido, mal tempero al realizar la labor, alcorque pequeño, área de impluvio insuficiente, etc.
- Estrés hídrico. Falta de agua, sequía extrema (muy mal año meteorológico; escasas lluvias y cosechas de agua).
- Falta de oxígeno en el suelo por encharcamientos prolongados (situación harto improbable en zona árida).
- Temperaturas extremas (altas o bajas) en el suelo o en el aire.
- Exceso de insolación (en especies de sombra, umbrófilas).
- pH muy desajustado; algunos elementos pueden resultar tóxicos (caso del aluminio, del boro o del cobre).
- Déficit (en muy contadas ocasiones, exceso) de nutrientes.
- Daños mecánicos: por golpes, por eliminación de parte de la planta, por aviveramiento descuidado, por plantación defectuosa, por ramoneo de herbívoros.
- Ausencia de cuidados culturales posteriores a la plantación: Abandono completo de los brinzales a su suerte (sin escardas, sin riegos de apoyo o de socorro, sin tratamientos culturales ni fitosanitarios, etc.).

Figura 19.9. Repoblación de *Pinus halepensis* en Fraga (Huesca) mediante una preparación del suelo de ahoyado con *ripper* siguiendo la línea de la máxima pendiente y donde se pueden observar fácilmente las marras (foto: J Pemán).

Es imprescindible que las marras se evalúen el primer año, mientras dura el plazo de garantía del proyecto, antes de firmar la recepción final de la obra, por si hubiera responsabilidad del contratista en el origen de las mismas. A efectos de responsabilidad se pueden diferenciar tres tipos de causas: i) mal diseño del proyecto, ii) mala ejecución del proyecto y iii) causas externas (figura 19.10).

- Mal diseño del proyecto. Hace referencia a la elección equivocada en alguna de las diferentes decisiones del proyecto. El responsable es el proyectista.
- Mala ejecución del proyecto. Se entiende que se producen cuando el contratista no sigue las prescripciones técnicas del proyecto. Una mala calidad de planta, una mala preparación del suelo, una inadecuada fecha de plantación o una ausencia de cuidados culturales pueden ser la causa de un elevado porcentaje de marras. La sequía y la vegetación competidora son dos de las principales amenazas durante los primeros años de vida para las plantas empleadas en repoblaciones forestales. Ambos factores pueden causar, por separado o conjuntamente, una pérdida de supervivencia, así como del crecimiento y vigor de los árboles, una mayor susceptibilidad a plagas y enfermedades e incluso la pérdida total o parcial de los mismos. La mejor manera de evitar esta causa es controlando la ejecución del proyecto, pero, si esto no es posible, es necesario recurrir al establecimiento de unas parcelas de contraste para valorar la calidad de la ejecución (ver capítulo 25).
- Causas externas. Fundamentalmente son debido a las condiciones meteorológicas que se producen después de la repoblación. Las temperaturas y la precipitación registradas durante los meses posteriores a la repoblación son buenos indicadores de las posibilidades de tener marras debido a este origen (Gómez Sanz y Elena Roselló 1997; Alloza y Vallejo 1999) (tabla 19.3). Para Alloza y Vallejo (1999), la duración de la sequía es el factor que podría explicar en gran medida las marras registradas en el Levante. Por tanto, la sequía es el principal factor limitante en los ecosistemas mediterráneos y se espera que pueda tener una incidencia cada vez mayor durante las próximas décadas (Resco *et al.* 2007), pudiendo afectar cada vez más a todas las regiones templadas.

En el proyecto de repoblación debe describirse como se evaluará el porcentaje de marras (ver capítulo 20), que de forma resumida consistirá en:

- Dividir el monte repoblado en rodales, en función de las variables que pueden tener una influencia en la aparición de marras (exposición de la ladera, pendiente, profundidad de suelo, etc.).
- Fijar la intensidad del muestreo sistemático. Parcelas de 100 $m^2\,ha^{-1}$ repoblada o marco de muestreo de 100 × 100 m, en las que se cuentan todos los pies y se da como valor de cada rodal, o parte de rodal, la media de las parcelas inventariadas.
- Establecer las parcelas de contraste de calidad de la ejecución en cada rodal. En ellas la ejecución se realiza cuidadosamente bajo la supervisión de la dirección de obra. La superficie de las parcelas debe ser cercana a la hectárea. La densidad de parcelas de contraste es del orden de una por cada 20 ha repobladas o fracción. Las desviaciones admisibles entre porcentaje de marras en el rodal y porcentaje de marras en parcelas de contraste se expresan en el pliego de condiciones.

Marras de *Pinus pinaster,* durante su primer año, probablemente causada por una deficiente preparación del suelo.

Marra de *Pinus halepensis* producida durante el segundo año debido a una deficiente colocación del tubo invernadero.

Marra de *Quercus ilex* producida por la elección de un tubo demasiado oscuro y la falta de tratamientos para el control de la competencia.

Marra de *Pinus nigra* por efecto de roído de la corteza al cuarto año de plantación.

Marras de *Pinus nigra* y *Quercus ilex* al tercer año de plantación por la utilización de un tubo invernadero.

Figura 19.10. Marras de ejemplares de distintas especies por decisiones inadecuadas, mala *praxis* en la ejecución del proyecto, o por causas externas, como los daños por la acción de herbívoros (fotos: J Pemán).

- Definir la época adecuada para realizar la evaluación de marras. De cara a comprobar responsabilidades por parte del contratista, la época más adecuada sería el invierno siguiente a la plantación. En el caso de producirse una sequía estival anómala habría que considerar su impacto en las marras para diferenciar aquellas imputadas a una mala ejecución de la obra.
- Diferenciar las plantas muertas en las que no se observa crecimiento longitudinal después de su plantación de las que sí lo presentan Esto permitirá inferir cuál puede ser la causa más probable de la muerte. En las primeras puede ser una mala calidad o estado de la planta antes de la plantación o una mala ejecución de la plantación. En las plantas muertas, en las que se observa un crecimiento longitudinal de primavera, se pueden descartar como causas de la muerte las apuntadas para el caso anterior.

Tabla 19.3. Situaciones termopluviométricas anómalas después de la plantación o siembra que pueden ser origen de marras (Gómez Sanz y Elena Roselló 1997).

Situación termopluviométrica		**Algún mes con temperaturas mensuales mínimas absolutas < 0 ºC**	**Todos los meses con temperaturas mensuales mínimas absolutas > 0 ºC**
∑ Déficit hídrico mensual (mm) en el período posterior a la plantación > 1,5 y/o ∑ Déficit hídrico mensual medio (mm) o precipitación caída en el período posterior a la plantación < 70% de la precipitación media		Déficit hídrico prolongado unido a bajas temperaturas. Su efecto es más acusado cuando mayor es el número de días con temperatura < -5 ºC (heladas severas)	Déficit hídrico prolongado. Será más acusado si la temperatura media mensual de las máximas en el período > a la temperatura media de las máximas mensuales
∑ Déficit hídrico (mm) del período posterior a la plantación < 1,5 S Dh. medio (mm) o precipitación caída > 70% precipitación media	Algún mes con temperatura mensual máxima absoluta > 40 ºC	Bajas y altas temperaturas. Su efecto es más acusado cuando mayor es el número de días con temperatura <-5 ºC (heladas severas) y temperaturas máxima > 30 ºC	Altas temperaturas. El efecto será mayor cuando mayor sea el nº de días con temperatura máxima superior a 30 ºC
	Todos los meses con temperatura mensual máxima absoluta < 40 ºC	Bajas temperaturas. Su efecto es más acusado cuando mayor es el número de días con temperatura < -5 ºC (heladas severas)	No hay causas meteorológicas.

Una vez evaluadas las marras, se debe decidir si es necesaria su reposición. El criterio que se establece es comparar si el porcentaje de marras supera el límite admisible de marras establecido en el proyecto. Este límite determina el porcentaje de supervivencia mínimo necesario para que la masa forestal cumpla los objetivos que de ella se demandan. La fijación de este porcentaje lo debe hacer cada proyectista en función de las circunstancias de cada proyecto, su objetivo preferente y de las posibles desviaciones entre la densidad inicial o deseable y la que finalmente se ha ejecutado. Serrada (2000) propone unos valores orientativos del límite admisible de marras según la densidad inicial (tabla 19.4).

En caso de repoblaciones mixtas, se indicará el porcentaje admisible de marras por especies, que no tienen por qué ser necesariamente iguales.

Tabla 19.4. Límite admisible de marras en función de la densidad inicial (Serrada 2000).

Densidad inicial (pies ha^{-1})	Porcentaje de marras admisible (%)
400 a 1000	< 5
1000 a 2000	< 10
2000 a 2500	15
> 2500	20

Si las marras resultantes en el monte superan el límite admisible establecido en el proyecto se deberá proceder a su reposición. La reposición de marras consiste, por tanto, en la sustitución de plantas muertas en los años inmediatos a la plantación. Es una operación relativamente corriente, por desgracia, habiéndose llegado a reponer más de 700000 ha de marras entre los años 40 y 80 (Vadell *et al.* 2017). El proceso operativo será siempre manual, aunque la plantación original se haya hecho mecanizada o simultánea a la preparación del suelo y se ejecutará en época similar a la de la plantación o siembra. El proyecto de repoblación forestal debe contener, en todo caso, las directrices para proceder a la reposición de marras, en concreto las referentes al momento o año de su reposición y al tipo de planta:

- Año de reposición. En las repoblaciones en las que la responsabilidad de la reposición recae en el contratista debe hacerse al año siguiente, antes de que finalice el plazo de garantía. En el caso de que la reposición recaiga en el promotor, este podrá valorar el momento más adecuado que estará en función de cuando considera que la repoblación se puede considerar como establecida y del crecimiento de la especie repoblada. Así, con especies de crecimiento lento, que son la mayoría de las autóctonas, las marras se pueden reponer hasta el tercer o cuarto año de la plantación como máximo, dado que, si se supera dicha edad, las nuevas plantas serán pies dominados a lo largo de toda su existencia y deberán ser extraídos con las primeras claras. Con especies de crecimiento rápido, las marras se deben reponer al año siguiente de la plantación. En las repoblaciones protectoras, hay que tener muy presente que si se deja transcurrir un periodo de tiempo largo el efecto de la preparación inicial del suelo puede disminuir por lo que sería necesario ejecutarla de nuevo, teniendo en cuenta que en este caso se ejecuta de manera manual.
- Tipo de planta. En repoblaciones con una finalidad protectora el tipo de planta a utilizar suele ser el mismo que el utilizado en la repoblación inicial, sobre todo si la reposición se realiza el año siguiente a la misma. En plantaciones con especies de crecimiento rápido se recomienda el uso de planta en vivero que tenga el mismo número de periodos vegetativos que la del monte, para evitar que estos pies se conviertan en pies dominados sin posibilidad de recuperación.

En el caso de la reposición de marras de especies del género *Quercus* hay que tener presente que, aunque se observe la muerte de la parte aérea, y por tanto puede contabilizarse como marra, es posible que no haya muerto la cepa, por lo que es posible

que se pueda producir la brotación de la misma en los años posteriores. Esta posibilidad aconseja que la reposición de marras se realice en postura diferente a la de la plantación inicial, sin extracción de la planta muerta. Igual forma de operar se debe aplicar con especies no brotadoras, para evitar que, si la causa de la marra fue una mala condición edáfica, se repita el riesgo.

3. Programación de los cuidados culturales

El eficiente establecimiento de una plantación requiere de la planificación y ejecución de los cuidados culturales de acuerdo con un calendario de actividades. Lógicamente su importancia depende de las características de la repoblación, el nivel de intervención esperado y las características de los trabajos a realizar. La mayor parte de las repoblaciones requieren una combinación sencilla de cuidados culturales, con lo que se logra, por un lado, optimizar los efectos que individualmente tiene cada uno de ellos y, por otro lado, pueden reducir la necesidad de aplicar aquellos que tienen un coste mayor (por ejemplo, la adecuada combinación del mantenimiento del suelo y el riego). De forma orientativa, y en función de los diferentes niveles de intervención considerados se incluye un cuadro orientativo de cuidados culturales necesarios para el mantenimiento de las repoblaciones forestales (tabla 19.5).

Tabla 19.5. Cuidados culturales necesarios en las repoblaciones forestales (***: estrictamente necesario; **: necesario pero puede evitarse en ciertas circunstancias: * necesario ocasionalmente).

Actividad		Nivel de intervención		
		Bajo	Medio	Alto
Cuidados previos	Tratamiento de la vegetación	***	***	***
	Preparación del terreno	***	***	***
Establecimiento	Protección	*	**	***
	Control de la vegetación competidora	**	**	***
	Riegos			*
	Acondicionadores			*
	Fertilización			*
Mantenimiento	Protección	*	*	***
	Control de la vegetación competidora		*	***
	Riegos			***
	Acondicionadores		*	**
	Fertilización			**
	Podas de formación		**	***

BIBLIOGRAFÍA

Agaba H, Orikiriza LJB, Esegu JFO, Obua J, Kabasa JD, Hüttermann A (2010) Effects of hydrogel amendment to different soils on plant available water and survival of trees under drought conditions. Clean – Soil, Air, Water 38(4):328–335

Al-Humaid AI, Moftah AE (2007) Effects of hydrophilic polymer on the survival of buttonwood seedlings grown under drought stress. J Plant Nutr 30:53–66

Alloza J, Vallejo R (1999) Relación entre las características meteorológicas del año de plantación y los resultados de las repoblaciones. Ecología 13:173-188

Allué Andrade JL y Navarro Garnica M (1970): Spain. En: Kaul R. N (ed) Afforestation in arid zones. Dr. W. Junk N. V. Publishers. La Haya

Arbona V, Iglesias DJ, Jacas J, Primo-Millo E, Talon M, Gómez-Cadenas A (2005) Hydrogel substrate amendment alleviates drought effects on young citrus plants. Plant Soil 270:73–82

Bainbridge D (2007) A guide for desert and dryland restoration. New hope for arid lands. Island Press. Washington

Bara S 1990. Fertilización forestal. Colección Técnica. Serie Tecnoloxía nº 1. Consellería de Agricultura, Gandería e Montes. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela

Barberá GG, Martínez-Fernández F, Álvarez-Rogel J, Albaladejo J, Castillo V (2005) Short and intermediate term effects of site and plant preparation techniques on reforestation of a Mediterranean semiarid ecosystem with Pinus halepensis Mill. New For 29:177–198

Barón A, Barrera IX, Boada LF, Rodríguez G (2007) Evaluación de hidrogeles para aplicaciones agroforestales. Revista Ingeniería e Investigación 27(3):35-44

Beniwal RS, Hooda MS, Polle A (2011) Amelioration of planting stress by soil amendment with a hydrogel–mycorrhiza mixture for early establishment of beech (Fagus sylvatica L.) seedlings. Ann For Sci 68:803–810

Beniwal RS, Langenfeld-Heyser R, Polle A (2010) Ectomycorrhiza and hydrogel protect hybrid poplar from water deficit and unravel plastic responses of xylem anatomy. Environ Exp Bot 69:189–197

Bulíř P (2005) Impact of soil conditioners on the growth of European ash (Fraxinus excelsior L.) on dumps. J Forest Sci 51:392–402

Callaghan TV, Lindley DK, Ali OM, El Nour HA, Bacon PJ (1989). The effect of water-absorbing synthetic polymers on the stomatal conductance, growth and survival of transplanted Eucalyptus microtheca seedlings in the Sudan. J Appl Ecol 26(2):663-672

Caravaca F, Figueroa D, Azcón-Aguilar C, Barea JM, Roldán A (2003) Medium-term effects of mycorrhizal inoculation and composted municipal waste addition on the establishment of two Mediterranean shrub species under semiarid field conditions. Agr Ecosyst Environ 97:95-105

Caravaca F, Figueroa D, Azcón-Aguilar C, Barea JM, Roldán A (2003). Medium-term effects of mycorrhizal inoculation and composted municipal waste addition on the establishment of two Mediterranean srub species under semiarid field conditions. Agr Ecosyst Environ 97:95-105

Carlson J, Saxena J, Basta N, Hundal L, Busalacchi D, Dick RP (2015). Application of organic amendments to restore degraded soil: effects on soil microbial properties. Environ Monit Assess 187(3): 1-15

Carlson WC, Preising CL (1981) Effects of controlled release fertilizers on the shoot and root development of Douglas-fir seedlings. Can J Forst Res 11:230-242

Carminati A, Moradi AB, Vetterlein D, Vontobel P, Lehmann E, Weller U, Vogel HJ, Oswald SE (2010) Dynamics of soil water content in the rhizosphere. Plant Soil 332:163–176

Chirino E, Vilagrosa A, Vallejo VR (2011) Using hydrogel and clay to improve the water status of seedlings for dryland restoration. Plant Soil 344:99–110

Clemente AS, Werner C, Maguas C, Cabral MS, Martins-Louçao MA, Correia O (2004) Restoration of a limestone quarry: effect of soil amendments on the establishment of native Mediterranean sclerophyllous shrubs. Rest Ecol 12(1):20-28

Coello J, Ameztegui A, Rovira P, Fuentes C, Piqué M (2018a) Innovative soil conditioners and mulches for forest restoration in semiarid conditions in northeast Spain. Ecol Eng 118:52-65

Coello J, Piqué M (2016) Acondicionadores y cubiertas del suelo para una plantación de árboles más eficiente y sostenible - guía técnica. CTFC, Solsona

Coello J, Piqué M, Rovira P, Fuentes C, Ameztegui A (2018b). Combining innovative mulches and soil conditioners in mountain afforestation with ash (Fraxinus excelsior L.) in the Pyrenees (NE Spain). Forest Systems 27(3), e017

Coello J, Rovira P, Fuentes C, Piqué M (2016) Eficacia y sostenibilidad en forestación: nuevos acondicionadores y cubiertas del suelo. Cuad Soc Esp Cien For 42:41-60

Coleman M (2007) Spatial and temporal patterns of root distribution in developing stands of four woody crop species grown with drip irrigation and fertilization. Plant Soil 299(1-2): 195-213

Cortina J, Amat B, Castillo V, Fuentes D, Maestre FT, Padilla FM, Rojo L (2011) The restoration of vegetation cover in the semi-arid Iberian southeast. J Arid Environ 75:1377–1384

Crous JW (2017). Use of hydrogels in the planting of industrial wood plantations. Southern Forests 79(3):197-213

del Campo AD, Hermoso J, Flors J, Lidón A, Navarro-Cerrillo RM (2011) Nursery location and potassium enrichment in Aleppo pine stock 2. Performance under real and hydrogel-mediated drought conditions. Forestry 84(3):235-245

del Campo García AD, Segura AA, Cerezuela AL, Orenga GS (2008) Influencia del tipo y dosis de hidrogel en las propiedades hidrofísicas de tres suelos forestales de distinta textura. Cuad Soc Esp Cien For 28:81-87

del Campo-Garcia AD, Merce-Arevalo G, Ceacero-Ruiz C, Navarro-Cerrillo RM (2013). Evaluación de depósitos de agua de liberación lenta (Waterboxx©) en el establecimiento de repoblaciones en áreas adversas de la Comunidad Valenciana. In: Sociedad Española de Ciencias forestales (Ed.) 6º Congreso Forestal Español, Vitoria 10-14 Jun. Ref. 6CFE01-209

del Río J, Reque J, Martínez de Azagra A (2016) Viabilidad económica de los microrriegos en repoblaciones. Cuad Soc Esp Cienc For 42:75-90

de Viñas ICR, Bachiller AB, del Río Gaztelurrutia M, Gómez SR, González GM (2004). Efectos de la fertilización orgánica y mineral en el arraigo y desarrollo de especies mediterráneas durante los primeros años de la plantación. Cuad Soc Esp Cien For (17):139-143

Delgado DF, Demá AV, Cortina J (2008). Evaluación a medio plazo de la aplicación de biosólidos en repoblaciones forestales de Pinus halepensis. Cuad Soc Esp Cien For (28)

Delgado JL, Calatrava E (1995). La fertilización forestal de liberación gradual: una técnica selvícola. Montes 42:16-18

Díaz E, Roldán A, Castillo V, Albaladejo J (1997) Plant colonization and biomass production in a xeric torriorthent amended with urban solid refuse. Land Degra Develop 8: 245-255.

DRI, Desert Research Institute (2008) Polyacrylamide (PAM) and PAM alternatives workshop. Proceedings. https://www.dri.edu/images/stories/research/programs/pam/pdf/2008_PAM_Workshop.pdf.

Egnell G, Örlander G (1993). Using infrared thermography to assess viability of Pinus sylvestris and Picea abies seedlings before planting. Can. J. Forest Res. 23(9):1737-1743

Fernández-Getino AP, Pérez J, Albarrán MDM, Lammerding DM, Walter I (2012). Restoration of abandoned, degraded agricultural soil using composted biosolid: influence on selected soil properties. Arid Land Res. Manag. 26(3):200-210

Fox TR, Lee Allen H, Albaugh TJ, Rubilar R, Carlson CA (2007). Tree nutrition and forest fertilization of pine plantations in the southern United States. Southern J. Appl. Forest. 31(1):5-11

Frigola P, Nadal N (2013) Control de calidad en la ejecución de repoblaciones en la montaña de Portbou (CUP 72/Elenco 1.007) en el Alt Empordà (Girona). Actas 6º Congreso Forestal Español, Vitoria-Gasteiz. Sociedad Española de Ciencias Forestales

Fuentes D, Valdecantos A, Cortina J, Vallejo VR (2007) Seedling performance in sewage sludge-amended degraded Mediterranean woodlands. Ecol Eng 31:281-291

Goizueta Iraburu A (2008). Protección de cultivos y plantaciones forestales con sustancias repelentes. Navarra Forestal 19:16-18

Gómez-Sánz V, Elena Roselló R (1997) Investigación de las marras causadas por factores ecológicos de naturaleza meteorológica. Cuad Soc Esp Cienc For 4:13-25

Hervás Muñoz F, Padilla Ruiz F, Pugnaire de Idaola F (2004). El microrriego, una técnica de restauración de la cubierta vegetal para ambientes semiáridos. Cuad Soc Esp Cienc For 7:109-112

Holliman PJ, Clark JA, Williamson JC, Jones DL (2005) Model and field studies of the degradation of cross-linked polyacrylamide gels used during the revegetation of slate waste. Sci Total Environ 336:13–24

Hueso-González P, Martínez-Murillo JF, Ruiz-Sinoga JD (2016) Effects of topsoil treatments on afforestation in a dry Mediterranean climate (southern Spain). Solid Earth 7:1479–1489

Hüttermann A, Orikiriza LJB, Agaba H (2009) Application of superabsorbent polymers for improving the ecological chemistry of degraded or polluted lands. Clean: Soil, Air, Water 37:517–526

Hüttermann A, Zommorodi M, Reise K (1999) Addition of hydrogels to soil for prolonging the survival of Pinus halepensis seedlings subjected to drought. Soil Till Res 50:295–304

Jamnická G, Ditmarová L, Kurjak D, Kmeť J, Pšidová E, Macková M, Gömöry D, Střelcová K (2013) The soil hydrogel improved photosynthetic performance of beech seedlings treated under drought. Plant Soil Environ 59(10):446–451

Koupai JA, Eslamian SS, Kazemi JA (2008) Enhancing the available water content in unsaturated soil zone using hydrogel to improve plant growth indices. Ecohydrol Hydrobiol 11:67–75

Löf M, Dey DC, Navarro RM, Jacobs DF (2012) Mechanical site preparation for forest restoration. New For43:825–848

López JL, Delgado DF, Dema AV, da Silva MR, Clavel YV (2008). ¿ Perduran en el suelo las enmiendas orgánicas? Análisis en repoblaciones forestales. Cuad Soc Esp Cienc For (25):281-286

Lu Q, He ZL, Stoffella PJ (2012). Land application of biosolids in the USA: A review. Appl Environ Soil Sci 2012:1-11

Luo ZB, Li K, Jiang X, Polle A (2009). Ectomycorrhizal fungus (Paxillus involutus) and hydrogels affect performance of Populus euphratica exposed to drought stress. Ann For Sci 66:106

Machado W, Figueiredo A, Guimarães MF (2016) Initial development of seedlings of macauba palm (Acrocomia aculeata). Ind Crops Prod 87:14–19

Marcos Robles JL, Ortiz Sanz L, Garrido Laurnaga F, Clerigo Pérez Z, Hernández Navarro S, Gil Docampo ML, Ortiz Sanz J (2013). Efecto termoaislante del waterboxx en las repoblaciones forestales. En: SECF (ed) 6 Congreso Forestal Español, Vitoria

Martín L, Garro MC, De la Fuente J, Sardinero S, Fernández F, Gegúndez P, Guzmán T, Púa F (2014) Técnicas de restauración en ecosistemas áridos y semiáridos. Congreso Nacional de Medio Ambiente, Madrid

Martínez de Azagra AM, San José JDR, de Medio ST, de Valladolid A (2012) Los riegos de apoyo y de socorro en repoblaciones forestales. Foresta (54): 32-44

Martínez de Azagra, A., San José JDR (2012). Los riegos de apoyo y de socorro en repoblaciones forestales. Foresta 54:32-44

Matorel García M (1998) Riego en el desierto. Reservorios de exudación subterránea. Revista Agronoticias 223:34

Molina AJ, Llorens P, Aranda X, Savé R, Biel C (2015) Hidrología y crecimiento de una plantación de cerezo para madera de calidad en el mediterráneo: papel del tipo de suelo, el riego y el laboreo. Cuad Soc Esp Cienc For 41:23-34

Navarro Hevia J, Martínez de Azagra A, Mongil Manso J (2009) Hidrología de Conservación de Aguas. Captación de precipitaciones horizontales y escorrentías en zonas secas. Universidad de Valladolid

Navarro-Cerrillo RM, Moreno J, Parra MA, Guzmán JR (2005) Utilización de tubos invernaderos, mulch plástico y polímeros en el establecimiento de encina y acebuche en el semiárido almeriense. ITEA101(2):129-144

Navarro-Cerrillo RM, Martínez A (1997) Las marras producidas por la ausencia de cuidados culturales. Cuad Soc Esp Cienc For 4:43-57

Orzolek MD (1993) Use of hydrophylic polymers in horticulture. HortTechnology 3(1):41-44

Palazón C, Delgado I, Barriuso J, Sánchez S, Asensio C (2008) Obtención de trufa negra (Tuber melanosporum Vitt.) a partir de plantación cultivada, en terreno tradicional de regadío. ITEA 104(4):472-481

Pardos M, Royo A, Pardos JA (2005). Growth, nutrient, water relations, and gas exchange in a holm oak plantation in response to irrigation and fertilization. New For 30(1):75-94.Querejeta JL, Roldán A, Albaladejo J, Castillo V (1998) The role of mycorrhizae, site preparation, and organic amendment in the afforestation of a semi-arid Mediterranean site with Pinus halepensis For. Sci., 44:203-211

Resco V, Fischer C, Colinas C (2007) Climate change effects on Mediterranean forests and preventive measures. New For 33:29-40

Rey-Benayas JM (1998). Growth and survival in Quercus ilex L. seedlings after irrigation and artificial shading on Mediterranean set-aside agricultural land.Ann. For Sci 55 (7):801-807

Roth BE, Newton M (1996) Survival and growth of Douglas-fir vrelating to weeding, fertilization, and seed source. Western J Appl Forest 11(2):62–69

Rowe EC, Williamson JC, Jones DL, Holliman P, Healey JR (2005) Initial tree establishment on blocky quarry waste ameliorated with hydrogel or slate processing fines. J Environ Qual 34:994–1003

San José JDR, Kilchenmann JAR, de Azagra Paredes AM (2016). Viabilidad económica de los microrriegos en repoblaciones. Cuad Soc Esp Cienc For (42):75-90.San José JDR, Kilchenmann JAR, de Azagra Paredes AM (2019). Evaluación comparativa de la eficiencia técnica de los sistemas de riego de brinzales. Cuad Soc Esp Cienc For (45):219-230

Sánchez J, Oller RO, Muñoz MH, Ruiz FMP, de Iraola, FIP (2004). El microrriego, una técnica de restauración de la cubierta vegetal para ambientes semiáridos. Cuad Soc Esp Cienc For (17):109-112

Sarvaš M, Pavlenda P, Takáčová E (2007). Effect of hydrogel application on survival and growth of pine seedlings in reclamations. J. Forest Sci 53(5):204-209

Sarvas M., 2003. Effect of desiccation on the root system of Norway spruce (Picea abies [L.] Karst.) seedlings and a possibility of using hydrogel STOCKOSORB for its protection. J. Forest Sci. 49(11):531-536

Save R, Pery M, Marfa O, Serrano L (1995) The effect of a hydrophilic polymer on plant water status and survival of transplanted pine seedlings HortTechnology 5: 141-143

Serrada R (2000) Apuntes de Repoblaciones Forestales. Fucovasa, Madrid

Serrada R (2011) Apuntes de Selvicultura. Fucovasa, Madrid

Serrada R, Navarro-Cerrillo R, Pemán J (2005) La calidad de las repoblaciones forestales: una aproximación desde la selvicultura y la ecofisiología. Investig Agrar Sist Recur For 14:462-481

Serrano L, Hernández M, González S, Voltas J (2001) Eficiencia en el uso del agua y respuesta al riego de cuatro clones de Populus x euramenricana. En: SECF (ed) 3 Congreso Forestal Español, Granada.

Seva JP, Vilagrosa A, Valdecantos A, Cortina J, Vallejo VR, Bellot J (1996) Mycorhization et application de compost urbain pour l'amélioration de la survie et de la croissance des semis de Quercus ilex sbsp. ballota en milieu sec. Cahiers Options Méditerranéennes 20:105-121

Shi Y, Li J, Shao J, Deng S, Wang R, Li N, Sun J, Zhang H, Zhu H, Zhang Y, Zheng X, Zhou D, Hüttermann A, Chen S (2010) Effects of Stockosorb and Luquasorb polymers on salt and drought tolerance of Populus popularis. Scientia Horticulturae 124:268–273

Smethurst PJ (2010). Forest fertilization: trends in knowledge and practice compared to agriculture. Plant Soil, 335(1-2):83-100

Soler-Rovira J, Usano-Martínez MC, Fuentes-Prieto I, Arroyo-Sanz JM, González-Torres F (2006) Retention and availability of water of different soils amended with superabsorbent hydrogels. En: Proceedings of the International Symposium SOPHYWA (Soil Physics and Rural Water Management). Progress, Needs and Challenges. Institute of Hydraulics and Rural Water Management, University of Natural Resources and Applied Life Sciences. Vienna, pp. 7–10

Suárez JMC. (2001). Estrategias y medios de protección común a los ungulados. In Daños en la agricultura causados por vertebrados. Subdirección General de Sanidad Vegetal, pp. 105-106

Tarrasón D, Ojeda G, Ortiz O, Alcañiz JM (2014). Can organic amendments be useful in transforming a Mediterranean shrubland into a dehesa?. Rest. Ecol 22(4):486-494

Thomas DS (2008). Hydrogel applied to the root plug of subtropical eucalypt seedlings halves transplant death following planting. Forest Ecol Manag 255(3-4):1305-1314

Vadell E, de Miguel S, Pemán J (2017) La actividad repobladora desarrollada a partir de 1940. Luces y sombras. En: Pemán J, Iriarte I, Lario F (eds) La restauración Forestal en España: 75 años de una ilusión. Ministerio de Agricultura y Pesca Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp 175-226

Valdecantos A, Cortina J, Vallejo VR (2000) Respuesta de plantones de pino carrasco y encina carrasca a la fertilización. Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 10:63-68.

Valdecantos A, Cortina J, Vallejo VR (2011) Differential field response of two Mediterranean tree species to inputs of sewage sludge at the seedling stage. Ecol Eng 37(9):1350-1359

Valdecantos A, Fuentes D, Cortina J (2004) Utilización de biosólidos en la restauración forestal. En: Vallejo VR y Alloza JA (eds.), Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo. Fundación CEAM. Valencia, pp 313-344

Vallejo RV, Smanis A, Chirino E, Fuentes D, Valdecantos A, Vilagrosa A (2012) Perspectives in dryland restoration: approaches for climate change adaptation. New For43:561–579

Viero PWM, Chiswell KEA, Theron JM (2002). The effect of a soil-amended hydrogel on the establishment of a Eucalyptus grandis clone on a sandy clay loam soil in Zululand during winter. Southern African Forest J 193 (1):65-75.

Wilson J, Munro R, Ingleby K, Mason P, Jefwa J, Muthoka P, Dick J, Leakey R (1991) Tree establishment in semi-arid lands of Kenya-Role of mycorrhizal inoculation and water-retaining polymer. For Ecol Manage 45:153-163

Woodhouse J, Johnson MS (1991) Effect of superabsorbent polymers on survival and growth of crop seedlings. Agr Water Manage20:63-70

Colaboran

Colegio Oficial de Ingenieros de Montes