

# Guía metodológica para la identificación de los elementos de Infraestructura Verde de España

Estrategia Nacional de Infraestructura  
Verde y de la Conectividad y la  
Restauración Ecológicas

3ª Edición



GOBIERNO  
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA  
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA  
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



# **Guía metodológica para la identificación de los elementos de Infraestructura Verde de España**

**Estrategia Nacional de Infraestructura  
Verde y de la Conectividad y la  
Restauración Ecológicas**

**3ª Edición**

**Madrid, 2026**

Catálogo de publicaciones del Ministerio: <https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/servicios/publicaciones/>

Catálogo general de publicaciones oficiales: <https://cpage.mpr.gob.es/>

AVISO LEGAL: los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados, citando la fuente y la fecha, en su caso, de la última actualización.

*Guía metodológica para la identificación de los elementos de Infraestructura Verde de España (3ª Edición)*  
Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 2026



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA  
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Edita:

© SUBSECRETARÍA

Gabinete Técnico

© De los textos e imágenes: sus autores

Ilustración de portada: Daniel Cabrera

Maquetación: Scienseed, S.L. (2ªEd.) / LIMBIC (3ªEd.)

Revisión editorial: Jorgelina Gutiérrez Angonese (Tragsatec)

NIPO en línea: 665-26-010-X

ISBN en línea: 978-84-18779-07-7

Depósito Legal: M-9225-2026

# Presentación

La *Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad*, tras su modificación introducida por la *Ley 33/2015*, establece entre los objetivos de la *Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración ecológicas* marcar las directrices para la identificación y conservación de los elementos de la Infraestructura Verde del territorio español, terrestre y marino. Asimismo, determina que las Administraciones Públicas son las responsables de identificar, en el ámbito de sus respectivas competencias, los elementos del territorio que conformarán la *Infraestructura Verde de España*, sobre la base de los criterios establecidos en la Estrategia Nacional.

Para cumplir con la necesidad de normalización en los procesos de selección de los componentes de la Infraestructura Verde en distintas escalas geográficas y por distintas Administraciones Públicas, evitando incoherencias ambientales o espaciales, el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico elaboró en 2021 la **Guía metodológica para la identificación de los elementos de Infraestructura Verde de España**, que ofrece metodologías prácticas y comunes para la identificación de elementos a incorporar en la red de Infraestructura Verde, poniéndola a disposición de las Administraciones y de la ciudadanía.

La Guía está concebida como un instrumento dinámico susceptible de ser actualizado periódicamente en función de los avances en el conocimiento y la progresiva mejora de la información disponible. Por ello, en 2023 y 2025 se han llevado a cabo sucesivas revisiones de la Guía (2ª y 3ª edición, respectivamente), actualizando su contenido y completando algunas partes que no pudieron abordarse en su primera edición.

Las sucesivas ediciones de la *Guía metodológica para la identificación de los elementos de Infraestructura Verde de España* han contado con las aportaciones de un conjunto creciente de especialistas en los diversos pilares de la Infraestructura Verde: Héctor Abarca (*Dendron*), Yolanda Aranda Ramos (*Biosfera XXI*), Corina Basnou (*CREAF*), Eduardo Campos Gómez (*Tragsatec*), Frederic Casals (*Universitat de Lleida / Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya*), Elena Concepción Cuevas (*Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC*), Gabriel del Barrio (*Estación Experimental de Zonas Áridas, CSIC*), Mario Díaz Esteban (*Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC*), Adrián García Bruzón (*Universidad Rey Juan Carlos*), Ricardo García Moral (*Biosfera XXI*), Aitor Gastón González (*Universidad Politécnica de Madrid*), Paula Gil Hernández (*Fundación Biodiversidad*), Teresa Goicolea Marin (*Universidad Politécnica de Madrid*), Sergio González Ávila (*Universidad Politécnica de Madrid*), Javier Gordillo Cerrada (*CREAF*), Jorgelina Gutiérrez Angonese (*Tragsatec*), Virgilio Hermoso (*Estación Biológica de Doñana, CSIC*), Joaquín Hortal (*Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC*), Mónica Lanzas (*Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya*), Sonia Llorente Culebras (*Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC*), Felipe Morcillo (*Universidad Complutense de Madrid*), Miren Onaindia Olalde (*Universidad del País Vasco - Euskal Herriko Unibertsitatea*), Lorena Peña López (*Universidad del País Vasco - Euskal Herriko Unibertsitatea*), Joan Pino Vilalta (*CREAF*), Paula Rendón (*Universidad Rey Juan Carlos*), Ernesto Ruiz Richi (*ATECMA*), José Salgado-Rojas (*Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya*), Jorge Sánchez (*Universitat de Lleida / Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya*), Fernando Santos-Martín (*Universidad Rey Juan Carlos*), Juan Carlos Simón (*ATECMA*), Juan Carlos Velázquez Melero (*Tragsatec*) y Ana Zuazu Bermejo (*ATECMA*). El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico agradece a todos ellos su inestimable contribución para lograr que esta Guía sea un producto bien fundamentado y útil para el desarrollo de la Infraestructura Verde en España.

# Índice

	Resumen	9
<b>1</b>	<b>Introducción</b>	
	1.1. Objetivos y marco conceptual	11
	1.2. Notas de la 3ª edición	12
	1.3. Propuesta metodológica para la identificación de la Infraestructura Verde	13
<b>2</b>	<b>Servicios de los ecosistemas</b>	
	2.1. Propuesta metodológica para la evaluación y cartografía de servicios de los ecosistemas	18
	2.2. Análisis de compromisos y sinergias	36
	2.3. Índice para la valoración integrada de los servicios de los ecosistemas	40
<b>3</b>	<b>Valoración de la biodiversidad del territorio</b>	
	3.1. Valor ponderado de conservación de la biodiversidad amenazada	46
	3.2. Valores ponderados de rareza de las especies y sus atributos	50
	3.3. Determinación de áreas clave para la conservación de la biodiversidad	63
<b>4</b>	<b>Aproximación a la valoración de la conectividad ecológica</b>	
	4.1. Propuesta metodológica para la valoración y representación cartográfica de la conectividad ecológica en ecosistemas terrestres	65
	4.2. Identificación de áreas prioritarias para la conectividad en ecosistemas agrarios para la conservación de las especies silvestres vinculadas a sistemas agrarios de alto valor natural (AVN) de España	80
	4.3. Modelización y representación cartográfica de la conectividad de hábitats zonales	91
	4.4. Propuesta metodológica para la valoración y representación cartográfica de la conectividad ecológica de ecosistemas fluviales	104
<b>5</b>	<b>Valoración territorial para la identificación de la Infraestructura Verde</b>	
	5.1. Identificación y categorización de elementos territoriales a incorporar en la IV	121
	5.2. Recomendaciones para la integración y coherencia territorial de la IV	125

<b>6</b>	<b>Anexos</b>	
	<b>Anexo I.</b> Modelos para la identificación de la Infraestructura Verde	127
	<b>Anexo II.</b> Clasificación Común Internacional de Servicios de los Ecosistemas (CICES V.5.1)	131
	<b>Anexo III.</b> Fichas metodológicas para la evaluación y cartografía de SE	140
	<b>Anexo IV.</b> Fuentes de datos recomendadas	206
	<b>Anexo V.</b> Recomendaciones sobre metodologías para la evaluación de servicios de los ecosistemas todavía no abarcados en la guía	222
	<b>ANEXO VI.</b> Caso práctico de implementación de la metodología para la valoración de la conectividad para especies de ámbito agrario	226
	<b>Anexo VII.</b> Caso práctico de implementación de la metodología para la valoración de la conectividad fluvial a escala nacional	236
	<b>Anexo VIII.</b> Ejemplos prácticos de aplicación para la valoración de la biodiversidad a escala nacional	246
<b>7</b>	<b>Referencias bibliográficas</b>	253



# Resumen

La **Guía metodológica para la Identificación de los elementos de Infraestructura Verde de España** (GMIVE) ha sido elaborada con la finalidad de responder a la necesidad de ofrecer metodologías prácticas y unificadas para la identificación y cartografía de elementos territoriales a incorporar a la red básica de Infraestructura Verde, evitando incoherencias entre las distintas escalas geográficas y Administraciones. Su carácter dinámico permitirá abordar futuros avances y mejoras de información y conocimiento, así como contemplar la posible evolución de los elementos de Infraestructura Verde en el tiempo. **En esta 3ª edición de la Guía se ha avanzado incluyendo nuevos contenidos, que complementan o amplían los contenidos de la 2ª edición**, específicamente en lo que refiere a la actualización de las metodologías para la determinación de áreas clave para la conservación de la biodiversidad y la inclusión de nuevos enfoques para la valoración de la conectividad ecológica en hábitats zonales y ecosistemas agrarios.

Desde la base fundamental de la conservación de la biodiversidad, la Infraestructura Verde se identifica para asegurar el suministro de servicios de los ecosistemas y la conectividad ecológica, partiendo de los conceptos fundamentales recogidos en la **Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración ecológica**.

Esta guía propone un enfoque metodológico para la evaluación y representación espacial de áreas del territorio con capacidad para ofrecer múltiples servicios de los ecosistemas, así como integrarlas con áreas clave para la conservación de la biodiversidad y el análisis de la conectividad terrestre y fluvial. Con ello pretende determinar sobre el territorio una Infraestructura Verde orientada a la conservación y la restauración. Por un lado, se presenta una aproximación para la evaluación y cartografía de los servicios que los ecosistemas proveen a la sociedad, identificando **áreas con elevada capacidad para el suministro de servicios de los ecosistemas** (Capítulo 2). En paralelo, se identifican **áreas clave para la conservación de la biodiversidad**, centrada en determinadas especies amenazadas o con algún rasgo de especial interés (Capítulo 3). Complementariamente, y a partir de las áreas clave para la conservación de la biodiversidad, se lleva a cabo un análisis de conectividad ecológica y funcional del territorio, definiendo un **índice de valoración integrada de conectividad** (Capítulo 4).

Mediante la integración de los anteriores procesos, atendiendo a la capacidad de suministro de servicios de los ecosistemas, valor para la conservación de la biodiversidad y contribución a la conectividad ecológica (Capítulo 5), se identifican sobre el territorio los elementos que constituirán la **red de Infraestructura Verde**. Finalmente, los diferentes elementos de Infraestructura Verde identificados en el territorio serán clasificados como Infraestructura Verde para **conservación** o **restauración**.



# 1 Introducción

## 1.1. Objetivos y marco conceptual

El objetivo de la **Guía metodológica para la identificación de los elementos de la Infraestructura Verde** (GMIVE) es proporcionar criterios normalizados para la identificación de elementos y componentes territoriales a incorporar a la red básica de **Infraestructura Verde** (IV). Se trata de establecer una IV coherente, con independencia de las administraciones responsables de su gestión, mediante el diseño de una metodología de posible aplicación a cualquier ecosistema de la superficie terrestre<sup>1</sup>.

[1] Si bien la Infraestructura Verde integra diferentes elementos físicos en áreas terrestres (naturales, rurales y urbanas) y marinas (Infraestructura verde: mejora del capital natural de Europa. Comunicación de la Comisión Europea, 2013), la presente guía desarrolla una propuesta metodológica para la identificación de las primeras. Atendiendo a sus características específicas, los elementos físicos en áreas marinas serán objeto de evaluación en informe independiente.

La metodología presente en esta guía se diseña con carácter dinámico, con el fin de abordar en el futuro posibles mejoras de información y conocimiento, así como contemplar la posible evolución de los elementos en el tiempo, adaptando los resultados obtenidos a estas nuevas circunstancias. Tal como se define en la Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración ecológicas la IV es *“una red de zonas naturales y seminaturales y de otros elementos ambientales, planificada de forma estratégica, diseñada y gestionada para la prestación de una extensa gama de servicios de los ecosistemas”*.

La **Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración ecológicas** (ENIVCRE) fue aprobada mediante la *Orden PCM/735/2021, de 9 de julio*, cumpliendo así con el mandato legal contenido en la *Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad*, con el objeto de *“marcar las directrices para la identificación y conservación de los elementos del territorio que componen la infraestructura verde del territorio español, terrestre y marino”*. Dicha Orden, en su artículo 2, señala que *“Las Administraciones Públicas son las responsables de identificar, en el ámbito de sus respectivas competencias, los elementos del territorio que conformarán la Infraestructura Verde de España, con base en los criterios establecidos en la Meta 0 de la Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración ecológicas”*. Asimismo, *“Para cumplir con la necesidad de normalización de la cartografía, evitando incoherencias entre las distintas escalas geográficas y Administraciones, dicha identificación se basará también en la Guía metodológica para la identificación de los elementos de la infraestructura verde prevista en la Estrategia Nacional, redactada en el seno del grupo de trabajo que opera en el marco de la Comisión Estatal de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Esta guía se pondrá a disposición de las Administraciones competentes a través de la dirección institucional de la página web del Ministerio, que efectuará sucesivamente las actualizaciones que sean pertinentes”*.

Desde el punto de vista urbano, la IV representa también un instrumento útil y necesario para conectar las áreas rurales y urbanas con su contexto territorial. No obstante, el

medio urbano posee unas características propias que difieren lo suficiente en términos naturales del resto del territorio como para requerir una metodología específica para la identificación de la **IV urbana**, que ya cuenta con una base de información en la *Agenda Urbana Española*<sup>2</sup> (Ministerio de Fomento, 2018) y la *Guía para la infraestructura verde municipal*<sup>3</sup> (ASEJA, FEMP, Red de gobiernos locales por la biodiversidad, AEPJP, 2018), ambas alineadas con la ENIVCRE.

[2] <https://www.aue.gob.es/>

[3] <https://www.aepjp.es/guia-infraestructura-verde/>

Desde la base fundamental de la conservación de la biodiversidad, la IV se identifica para asegurar el suministro de servicios de los ecosistemas y la conectividad ecológica, y se elabora el presente documento partiendo de los conceptos fundamentales recogidos en la ENIVCRE.

## 1.2. Notas de la 3ª edición

En la 2ª edición de la Guía (2023) se ha realizado una revisión general del documento, acompañada de una actualización de las metodologías propuestas para la evaluación y cartografía de los servicios de los ecosistemas (Capítulo 2) y de la conectividad ecológica en ecosistemas terrestres y fluviales (Capítulo 4), actualizando su enfoque y contenidos de acuerdo a los últimos avances científicos y técnicos en la materia, y atendiendo a las necesidades actuales por parte de las Administraciones.

En esta 3ª edición, se revisa y amplía la oferta metodológica del **Capítulo 3 Valoración de la biodiversidad del territorio**, ofreciendo nuevas herramientas para la identificación de áreas clave para la conservación de la biodiversidad. Además de realizar una **revisión y actualización de la metodología actual** *Valor ponderado de conservación de la biodiversidad amenazada*, se **propone un nuevo enfoque metodológico** para la valoración de la biodiversidad del territorio, que permita mejorar la precisión de los análisis o aportar un enfoque diferencial respecto a la primera metodología. Dicho enfoque se basa en el cálculo de **descriptores de la rareza de las especies** presentes en cada localidad o fragmento de hábitat de un paisaje. Estos índices de rareza permiten representar el grado de singularidad de las comunidades ecológicas y, en consecuencia, la importancia o interés de conservación de las mismas.

En lo que respecta al **Capítulo 4 Aproximación a la valoración de la conectividad ecológica**, se ha ampliado la oferta metodológica para la identificación de zonas prioritarias para la conectividad en ecosistemas agrarios (Subcapítulo 4.2), atendiendo a sus características específicas y su potencial como proveedores de servicios de los ecosistemas a la sociedad y para actuar como conectores funcionales que garanticen la continuidad ecológica para la conservación de las especies silvestres ligadas a estos ámbitos. A fin de demostrar su aplicabilidad, se presenta un ejercicio completo de aplicación de la metodología propuesta para la identificación de áreas clave para la conectividad en ecosistemas agrarios, a escala de España peninsular (Anexo VI).

Asimismo, se ha incluido una metodología específica para el análisis de la conectividad de hábitats zonales, enfocada en la evaluación de la conectividad ecológica de los tipos

de hábitat forestales de España, en con el propósito de identificar una red integrada de corredores ecológicos (Subcapítulo 4.3). Dicha metodología deriva del trabajo desarrollado por Zuazu et. al (2024) en el que se produjeron modelos de distribución predictiva y de conectividad ecológica para 31 hábitats forestales, a partir de los datos de la Cartografía de los Tipos de Hábitat Forestales de España.

## 1.3. Propuesta metodológica para la identificación de la Infraestructura Verde

Con el fin de buscar soluciones a los problemas relacionados con la pérdida de biodiversidad y garantizar el mantenimiento de los servicios de los ecosistemas para el bienestar humano, la **Infraestructura Verde** (IV) se ha convertido en un modelo de planificación territorial ampliamente implementado a nivel internacional, incluyendo varios países europeos (Anexo I). Se asocian a la IV numerosos **beneficios medioambientales, económicos y sociales**, abordando los tres aspectos fundamentales del desarrollo sostenible.

*Al mantener ecosistemas sanos, reconectar zonas naturales fragmentadas y contribuir a la conservación y restauración de ecosistemas, la IV ofrece una oportunidad socioeconómicamente viable y sostenible para proteger la biodiversidad y proporcionar múltiples servicios de los ecosistemas a las poblaciones humanas.*

La evaluación y cartografía de los servicios de los ecosistemas, la biodiversidad y la conectividad de los hábitats constituye un prerrequisito fundamental para definir la red de IV. La metodología propuesta en esta Guía para la identificación de la IV se fundamenta en la propuesta desarrollada por la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA, 2014), que propone una metodología práctica, espacialmente explícita y replicable, para la identificación de elementos de IV a diferentes escalas, a la vez que identifica áreas prioritarias para conservación y restauración. Dicha metodología fue seleccionada por los siguientes motivos:

- Permite la **categorización** de la totalidad del territorio en función de su oferta de servicios de los ecosistemas, el valor de conservación de la biodiversidad amenazada y su contribución a la conectividad ecológica.
- Establece valores para indicadores relacionados con el suministro de servicios de los ecosistemas mediante metodologías sencillas, adaptables a la mejor información disponible, con diferente precisión y escala, que permiten su **representación cartográfica**, así como el análisis de sinergias y compromisos entre ellos.
- Contempla la **posibilidad de adaptación**, atendiendo a previsibles cambios en el uso del territorio y los ecosistemas, y la consecuente modificación de su capacidad de suministro de servicios de regulación, abastecimiento y culturales, conservación de la biodiversidad y de la conectividad ecológica.

- Su aplicación parte de la mejor **información disponible** y está abierta a cualquier mejora de los datos de entrada, lo cual contribuirá a perfeccionar los resultados obtenidos.

Teniendo en cuenta estos criterios, será posible determinar sobre el territorio una IV orientada de manera prevalente a la conservación de la biodiversidad, garantizando la provisión de servicios de los ecosistemas y la conectividad de la matriz territorial.

Con base en lo anterior, la metodología propuesta en esta Guía se basa en la integración de los tres pilares fundamentales recogidos en la ENIVCRE, con la finalidad de relacionar los servicios de los ecosistemas con los valores del territorio asociados a la función de biodiversidad y la conectividad ecológica, tal y como se muestra en la Figura 1.1.

Por un lado, se realiza una evaluación y cartografía de los servicios que los ecosistemas proveen a la sociedad, mediante el cálculo de indicadores o *proxies* que permitan su evaluación biofísica y representación cartográfica, identificando **áreas con elevada capacidad para el suministro de múltiples servicios de los ecosistemas**. En paralelo, se realiza una estimación del índice de valoración integrada de la biodiversidad en cada celda del territorio, centrado en ciertas especies o grupos funcionales de interés. Así, los ámbitos territoriales que presenten valores máximos para este indicador constituirán las **áreas clave para la conservación de la biodiversidad**.

Complementariamente, y a partir de las áreas clave de biodiversidad, se lleva a cabo un análisis de conectividad ecológica y funcional del territorio, tanto en ecosistemas terrestres como ecosistemas fluviales, definiendo un **índice de valoración integrada de conectividad**.

Es importante señalar que, para la obtención e integración de los diferentes índices e indicadores presentados (tanto los empleados para la evaluación de los servicios de los ecosistemas, como los desarrollados para la determinación de áreas clave para la conservación de la biodiversidad y la conectividad) y con el fin de garantizar su coherencia y posibilidad de integración y comparación de resultados, es preciso disponer de una **cartografía general de usos y coberturas del suelo o de tipos de hábitat**, con la información suficientemente precisa, que permita la asignación de los valores correspondientes a los parámetros e indicadores obtenidos a las diferentes unidades territoriales, y su adecuado solapamiento con el fin de analizar sus relaciones espaciales.

Finalmente, mediante la integración de los anteriores procesos se dispone de valores para el territorio que caracterizan su potencial para ofrecer diferentes servicios de regulación, culturales y de abastecimiento, así como su contribución e importancia relacionada con la conservación de la biodiversidad y la conectividad ecológica. Finalmente, se establecen criterios para la normalización y categorización del territorio para la **identificación de los elementos que integrarán la red de infraestructura verde**. Así, cada celda del territorio, que finalmente forme parte de la IV, llevará asociada la correspondiente información espacial sobre los siguientes parámetros:

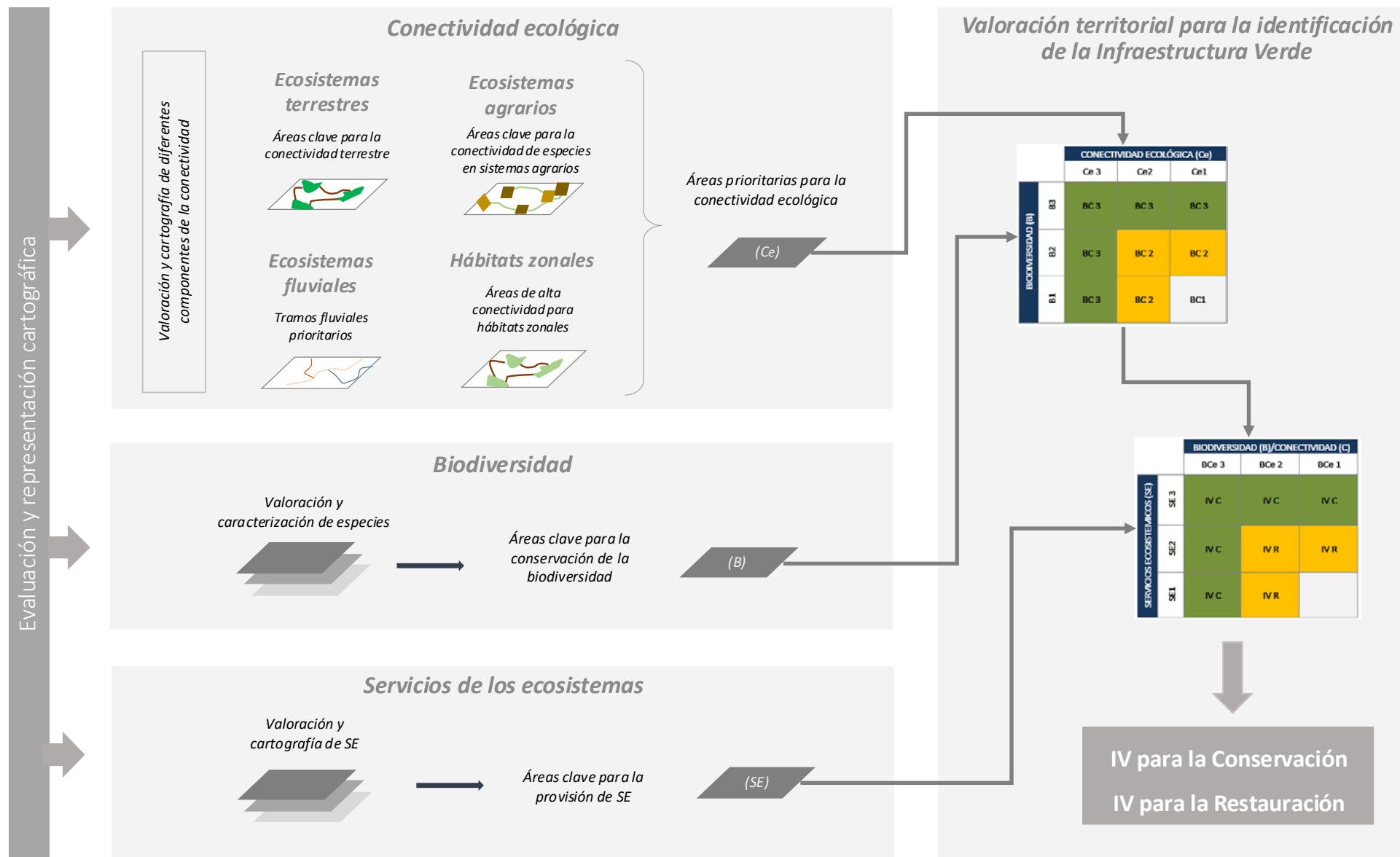


Figura 1.1. Desarrollo esquemático de la propuesta metodológica para la identificación de la infraestructura verde.

- Valor integrado de provisión de servicios de los ecosistemas.
- Valor ponderado de conservación de la biodiversidad amenazada.
- Valor integrado de la contribución a la conectividad ecológica y funcional.

Atendiendo a la capacidad de suministro de servicios de los ecosistemas, valor para la conservación de la biodiversidad y conectividad ecológica, los diferentes elementos de IV el territorio serán clasificados en dos niveles:

- **Nivel 1: IV (C) para conservación.** Áreas que proporcionan varias funciones ecológicas clave, tanto para la biodiversidad como para el suministro de servicios de los ecosistemas esenciales para el bienestar humano, y en las que la conservación resulta la herramienta de gestión prioritaria con el fin de mantener estos altos valores ecológicos, así como, de conectividad de los tipos de hábitat naturales y seminaturales.
- **Nivel 2: IV (R) para restauración.** Áreas que proporcionan bajos niveles de funciones ecológicas, pero su capacidad podría mejorarse con algún tipo de restauración. Integrará ámbitos que requieren algún tipo de restauración con el fin de mejorar sus funciones ecológicas potenciales. La mejora e inclusión de estos elementos a las zonas de IV(C) para conservación aumentaría la resiliencia ecológica y social de toda la red.

El resto del territorio no integrado en los anteriores niveles, no formará parte de la IV, al no reunir las condiciones contempladas en su definición.

Tal y como se contempla en la ENIVCRE, los análisis científicos de las consecuencias de la gestión territorial sobre la capacidad de suministro de servicios de los ecosistemas deben contrastarse con los intereses de la población a las diferentes escalas de gestión. Para abordar la multiplicidad de intereses que pueden existir entre los distintos actores sociales en la evaluación y priorización de servicios de los ecosistemas, se recomienda iniciar procesos participativos en los que sea posible consensuar las opciones de máximo beneficio común e identificar los actores sociales más vulnerables a la pérdida de servicios de los ecosistemas específicos.

Con este fin, los **procesos de participación social** se deben considerar desde el inicio y en todas las fases, incorporando sistemáticamente a los agentes sociales relevantes, de manera que los conocimientos científicos y locales se puedan integrar para evaluar alternativas de gestión del territorio y de los servicios de los ecosistemas.

Por otra parte, el alcance de los objetivos y desarrollo de las acciones para la conservación y restauración del territorio que forme parte de la IV afectará de manera directa e indirecta a diferentes ámbitos sectoriales, implicando así diversas Administraciones. Por ello, se recomienda la consulta y participación de éstas en procesos tales como la selección de servicios de los ecosistemas a valorar (teniendo en cuenta como criterio de selección las obligaciones de la *Regulación Europea sobre Cuentas de los Ecosistemas*<sup>4)</sup> o la definición de umbrales para la categorización del territorio, con el fin de garantizar la aplicabilidad y eficacia de las decisiones de gestión que, como resultado de la identificación de la IV, se adopten.

**[4]** Reglamento (EU) nº 691/2011 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 6 de julio de 2011, relativo a las cuentas económicas europeas medioambientales <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2011/691/2025-01-01>

# 2 Servicios de los ecosistemas

Entre las recomendaciones del informe de la AEMA (2014) se contempla la aplicación de su metodología para la identificación de Infraestructura Verde (IV) con información basada en la cartografía de los servicios de los ecosistemas que sea compatible a diferentes escalas (nacional, regional, local).

La planificación de la IV de un determinado territorio precisa del análisis espacial de su **capacidad de provisión de los distintos servicios de los ecosistemas** para los que existe una demanda (Burkhard et al., 2014; Baró et al. 2016). Esta información espacial se basa en la combinación de diferentes indicadores generados para cada servicio y utilizando diferentes metodologías existentes para su representación espacial. Dicha evaluación permite establecer múltiples **relaciones entre los servicios de los ecosistemas** (compromisos y sinergias) siendo todas ellas singularmente útiles para la priorización en el ámbito de la ordenación del territorio.

La evaluación de los servicios de los ecosistemas requiere la consideración de múltiples dimensiones: biofísica, socio-cultural y económica. La evaluación biofísica aborda el análisis de la capacidad de los ecosistemas de ofrecer servicios a la sociedad, siendo uno de los métodos más empleados la representación espacial de indicadores a partir del uso de *proxies*, entendidos éstos como medidas indirectas que representan un fenómeno, en ausencia de una medida directa.

El cálculo de los valores de los indicadores se realizará a partir de la información espacial disponible y su tratamiento cartográfico mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG). A la escala europea el tamaño de celda recomendado por AEMA en su metodología es de 1 km<sup>2</sup>. Esta escala de trabajo podrá adaptarse atendiendo a la información disponible y a los diferentes ámbitos territoriales o administrativos considerados.

En esta guía se utiliza la **Clasificación Internacional de Servicios de los Ecosistemas** (CICES; Anexo II), un marco de clasificación internacional utilizado para categorizar y describir los servicios que los ecosistemas proporcionan a la humanidad. Esta clasificación fue desarrollada con el objetivo de estandarizar la terminología y la comprensión de los diferentes tipos de servicios que los ecosistemas naturales pueden ofrecer (Haines-Young y Potschin, 2018).

En la presente Guía se proponen metodologías que permiten la **evaluación y representación espacial de diversos servicios de los ecosistemas**, con diferente precisión atendiendo a la información de partida disponible. En este caso, se adaptan las metodologías seleccionadas a los objetivos del presente trabajo con el fin de disponer de indicadores sencillos, aplicables a diferentes escalas atendiendo a la información disponible en cada territorio. Los servicios de los ecosistemas considerados en esta versión de la Guía se presentan en la Tabla 2.1.

Abastecimiento	Regulación	Culturales
1.1.1.1. <b>Plantas terrestres cultivadas con fines nutricionales</b> (Alimentos).	2.2.6.1. <b>Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos</b> (Regulación climática).	3.1.1.1. <b>Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas</b> (Recreación).
1.1.1.2. <b>Fibras y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento</b> (Madera).	2.1.1.2. Filtración/secuestro/almacenamiento/acumulación por microorganismos, algas, plantas y animales (Regulación de la calidad del aire).	3.1.2.4. Características de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas (Disfrute estético).
4.2.1.1. Agua superficial potable.	2.2.2.1. <b>Polinización.</b>	
	2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.	
	2.2.1.1. Control de las tasas de erosión.	

**Tabla 2.1.** Servicios de los ecosistemas considerados en la versión 2.0 de la GMIVE (la numeración corresponde al código CICES).

**Nota 1:** Los servicios resaltados en negrita hacen parte del Reglamento (EU) nº 691/2011 relativo a las cuentas económicas europeas medioambientales.

**Nota 2:** Los servicios seleccionados están asociados con ecosistemas terrestres y acuáticos de agua dulce, aunque algunos podrían ser adaptados a ecosistemas marinos.

## 2.1. Propuesta metodológica para la evaluación y cartografía de servicios de los ecosistemas

Como se ha indicado, el objetivo de la GMIVE es el desarrollo de una metodología sencilla, genérica y flexible, aplicable a diferentes escalas y atendiendo a la información disponible en cada territorio. Para ello, se presentan diferentes **metodologías para la evaluación y representación cartográfica de los servicios de los ecosistemas** mediante el uso de medidas indirectas o *proxies*. El uso de *proxies* se justifica cuando no resulta posible el conocimiento directo del valor de un determinado servicio por cuestiones metodológicas o de disponibilidad de información, no siendo, por tanto, una metodología equivalente al cálculo del valor real de cada servicio del ecosistema. En estos casos se realiza una medición aproximada mediante el cálculo del valor de un indicador representativo, pudiendo este ser sencillo o compuesto, según integre uno o varios factores.

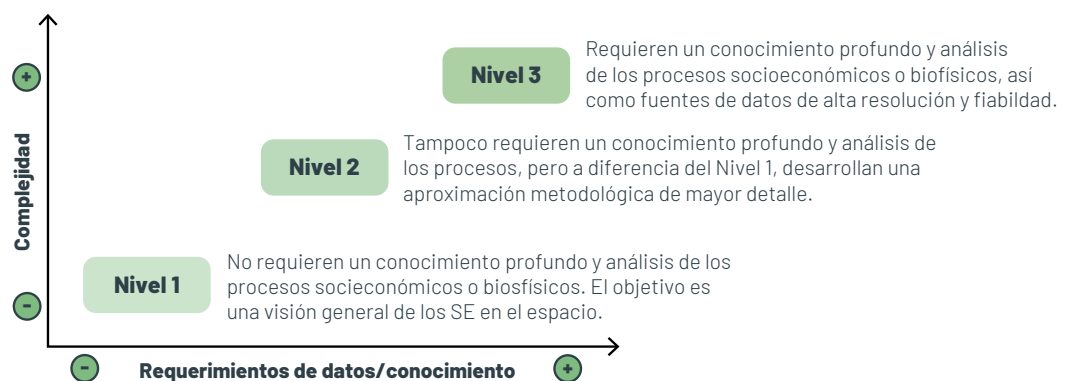
[5] Entre las metodologías desarrolladas por las Comunidades Autónomas para la valoración de servicios de los ecosistemas en su ámbito territorial, se han revisado los trabajos correspondientes a la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio en Andalucía (análisis y evaluación de los servicios generados por los agroecosistemas andaluces a través de 66 indicadores), la Guía metodológica para el cartografiado de los Servicios de los Ecosistemas de Euskadi, Cuantificación y cartografía de las funciones y servicios de los ecosistemas de Cataluña, Sistema de Información Territorial de la Red de Espacios Libres de la provincia de Barcelona (Sitxell Anàlisi Territorial).

La selección de metodologías e indicadores se ha realizado a partir de la revisión de diferentes fuentes y trabajos desarrollados por diversos centros de investigación, universidades y administraciones públicas y, en particular, por parte de las Comunidades Autónomas<sup>5</sup>. Los criterios para su elección han sido su carácter replicable, la disponibilidad de información para su cálculo y la posibilidad de utilización como proxy. A su vez, estas metodologías han sido categorizadas según su **complejidad y requerimientos de información** (Figura 2.1):

- **Nivel 1.** Las metodologías no requieren un conocimiento profundo y análisis de los procesos socioeconómicos o biogeofísicos que se necesitan para su aplicación. El objetivo de este tipo de metodologías es tener una visión general de los servicios de los ecosistemas y su representación en el espacio.
- **Nivel 2.** Estas metodologías tampoco requieren un conocimiento o análisis de los procesos, pero a diferencia del Nivel 1, desarrollan una aproximación que requiere mayor nivel de detalle de los mismos.
- **Nivel 3.** Requieren un conocimiento profundo y análisis de los procesos socioeconómicos o biogeofísicos precisos para su aplicación.

Los niveles 2 y 3 se encuentran sujetos a la disponibilidad de información, tanto en calidad, cantidad, escala y resolución necesarias, como de los recursos técnicos, financieros y humanos que se dispongan. En caso de no encontrarse accesibles, se deberá seleccionar una metodología de Nivel 1. Categorizar cada tipología dentro de un nivel puede resultar complejo, debido a que muchas pueden ampliar su escala según los recursos disponibles.

Figura 2.1. Categorización de metodologías basada en niveles de complejidad para la evaluación y cartografía de SE.



Las **metodologías** propuestas para la evaluación y representación espacial de cada uno de los servicios de los ecosistemas (Tabla 2.2) se presenta en forma de ficha, en la que se incluye información relativa a posibles fuentes de información, la justificación de su selección, su descripción, la escala para su representación, la información necesaria, la metodología de cálculo, el análisis de fuentes de información a escala nacional y referencias bibliográficas (Anexo III).

Atendiendo a la información necesaria para la asignación al territorio de los valores de los correspondientes parámetros, la **cartografía base** recomendada ha de permitir la diferenciación, al menos, de los siguientes usos: masas forestales, masas de agua (dulce, salada o mixta), pastos/prados, matorrales/arbustos, cultivos, suelo desnudo (roquedos, masas de hielo permanentes) e infraestructura artificial. Lógicamente, la disponibilidad de una mejor precisión en la clasificación (mayor número de categorías jerárquicas) implicará una mayor resolución de los resultados. Con carácter general, y si no se dispone de cartografía de mayor detalle, se propone el empleo de las siguientes fuentes de información a nivel nacional: Mapa Forestal de España (MFE), Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE), Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC) o CORINE Land Cover (CLC).

En todo caso, la base cartográfica propuesta en esta guía es una referencia de carácter general, pudiendo incorporarse todas aquellas fuentes que permitan mejorar la precisión del cálculo de los servicios de los ecosistemas.

**Tabla 2.2.** Relación general de metodologías propuestas para la evaluación y cartografía de los servicios de los ecosistemas según nivel de complejidad.

Servicio	Nivel 1	Nivel 2	Nivel 3
<b>Servicios de Abastecimiento</b>			
<b>1.1.1.1. Plantas terrestres cultivadas con fines nutricionales</b> (Alimentos).	ARIES	InVEST (Crop production)	
<b>1.1.1.2. Fibras y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento</b> (Madera).	ARIES	Biomasa leñosa y Biomasa leñosa natural en bosque disponible para suministro de madera (FAWS y FNAWS)	
<b>4.2.1.1. Agua superficial potable.</b>	InVEST (Seasonal Water Yield)	SWAT	AQUATOOL (Módulo EVALHID)
<b>Servicios de Regulación</b>			
<b>2.2.6.1. Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos.</b>	InVEST (Carbon)	Contenido de carbono total	Balance neto de carbono
<b>2.1.1.2. Filtración/secuestro/ almacenamiento/ acumulación por microorganismos, algas, plantas y animales.</b>	Biomasa foliar		
<b>2.2.2.1. Polinización.</b>	Índice de abundancia probable de polinizadores anidando	InVEST (Crop Pollination)	ESTIMAP
<b>2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.</b>	Control de inundaciones	Índice de retención hídrica (WRI)	SWAT
<b>2.2.1.1. Control de las tasas de erosión.</b>	InVEST (Sediment Retention)	RUSLE	
<b>Servicios Culturales</b>			
<b>3.1.1.1. Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas.</b>	Índice de recreación	InVEST (Recreation)	ESTIMAP
<b>3.1.2.4. Características de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas.</b>	Índice de estética del paisaje		

## 2.1.1 Servicios de abastecimiento

### Plantas terrestres cultivadas con fines nutricionales, incluidos hongos, algas (Código CICES 1.1.1.1) - Alimentos

Los servicios de **abastecimiento de cultivos** se refieren a las contribuciones de los ecosistemas al crecimiento de plantas cultivadas que son cosechadas para diversos fines, como la producción de alimentos, fibras, forraje y energía (Naciones Unidas, 2021). En la contabilidad de servicios ecosistémicos, se distingue entre prácticas de producción cultivadas y no cultivadas. En el caso de las **prácticas no cultivadas**, se considera que toda la biomasa cosechada es una contribución del ecosistema, y se debe registrar la cantidad bruta de biomasa cosechada, incluyendo las pérdidas durante la cosecha. En los procesos de **producción cultivada**, la agricultura es una forma de producción conjunta en la cual los procesos naturales de crecimiento de la biomasa se entrelazan con las intervenciones humanas, como la aplicación de fertilizantes. Aunque existen diversos contextos de producción y prácticas de gestión, que van desde una participación humana limitada hasta una participación intensiva, el objetivo conceptual es siempre medir la contribución del ecosistema (Vallecillo et al., 2019).

Para cuantificar el servicio de abastecimiento de cultivos, se puede utilizar la cantidad de cultivos cosechados en toneladas como un sustituto. Sin embargo, cuando sea factible, se recomienda ajustar la cosecha con un factor que considere las prácticas de gestión, reconociendo que las contribuciones ecológicas difieren entre prácticas agrícolas más naturales y más artificiales. Estos factores de ajuste pueden variar desde el 100% de contribución del ecosistema en sistemas sin insumos artificiales (o en circunstancias no cultivadas, como la recolección de bayas en el bosque) hasta casi el 0% de contribución del ecosistema en sistemas de invernadero (Vallecillo et al., 2019). Estos factores de ajuste se pueden obtener utilizando un modelo basado en energía, que cuantifica la energía incorporada en los sistemas y permite estimar la contribución de la naturaleza frente a las aportaciones humanas.

La **modelización biofísica** desempeña varias funciones en la estimación de los servicios de abastecimiento de cultivos. Por ejemplo, se utiliza para espacializar datos del censo agrícola cuando no se dispone de datos explícitamente georreferenciados. También se puede utilizar para estimar rendimientos según la idoneidad ambiental de diferentes tipos de producción agrícola. Además, la modelización biofísica amplía nuestra comprensión de las contribuciones ecológicas al abastecimiento de cultivos al establecer conexiones con el estado de los ecosistemas y al informar sobre los servicios intermedios relacionados con la producción de cultivos.

Los enfoques de modelización disponibles varían según la ubicación geográfica y dependen principalmente de la **disponibilidad y detalle de las estadísticas agrícolas**,

como los datos de rendimiento y prácticas de gestión. La mayoría de los países realizan censos agrícolas complementados con encuestas periódicas a nivel de explotación que recopilan información sobre diversas variables. A continuación, proponemos un enfoque para abordar la modelización del abastecimiento de alimentos utilizando la perspectiva de "niveles".

**Tabla 2.3.** Metodologías propuestas para abordar la modelización del abastecimiento de alimentos (1.1.1.1).

Nivel I	Nivel II
<p style="text-align: center;"><b>ARIES</b></p>	<p style="text-align: center;"><b>InVEST (Crop Production)</b></p>
<p>La plataforma de modelización ARIES dispone de infraestructura para tener en cuenta una amplia gama de datos de entrada, en diversos marcos de modelización, como la fertilidad del suelo, el riego, la disponibilidad de agua y la gestión del suelo para estimar el rendimiento de los cultivos.</p> <p><a href="https://aries.integratedmodelling.org/">https://aries.integratedmodelling.org/</a></p>	<p>El modelo de producción de cultivos InVEST utiliza dos enfoques: 1) enfoque estadístico para mapear y estimar el rendimiento de los cultivos para 12 cultivos y 2) para 175 cultivos de todo el mundo, incluye modelos de percentiles.</p> <p><a href="https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/crop-production">https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/crop-production</a></p>

## Fibras y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento, excluyendo materiales genéticos (Código CICES 1.1.1.2) - Madera

La **producción de madera** es un servicio de abastecimiento y una actividad económica importante basado en el aprovechamiento sostenible de los bosques y la gestión apropiada de los recursos forestales. Este servicio es esencial tanto para satisfacer las necesidades de productos realizados con madera como para preservar y conservar los ecosistemas forestales a largo plazo.

La producción de madera implica una serie de procesos, desde la planificación y el establecimiento de plantaciones forestales hasta la tala y la transformación de la madera en productos útiles. A lo largo de este ciclo de producción, se busca equilibrar las demandas económicas con la conservación de los recursos naturales y la biodiversidad.

Para garantizar la sostenibilidad de la producción de madera, es esencial aplicar prácticas de **gestión forestal responsable**. Esto implica la adopción de métodos de tala selectiva, la reforestación para asegurar la regeneración de los bosques y el uso de tecnologías y técnicas de producción eficientes y de bajo impacto ambiental. Además, es importante fomentar la certificación forestal y la trazabilidad de los productos de madera para asegurar que se obtienen de fuentes legales y sostenibles.

El servicio de ecosistema de producción de madera no solo tiene beneficios económicos, como la generación de empleo y la contribución a la economía local y nacional, sino que también desempeña un papel crucial en la lucha contra el cambio climático.

La modelización de los servicios del ecosistema de producción de madera juega un papel crucial en la gestión sostenible y en la comprensión del funcionamiento de este servicio. Los métodos de modelización proporcionan herramientas y enfoques para simular y analizar los procesos involucrados en la producción de madera, permitiendo una toma de decisiones informadas basada en datos.

Estas técnicas abarcan desde **modelos de crecimiento forestal** y estimación de existencias de madera, hasta **modelos de evaluación económica** y **análisis de impacto ambiental**. Al aplicar métodos de modelización en el estudio de este servicio, se puede obtener una visión completa de los factores que influyen en la producción de madera, desde la dinámica de los bosques hasta las implicaciones socioeconómicas y ambientales, facilitando así la planificación y gestión sostenible de los recursos forestales. A continuación, proponemos un enfoque para abordar la modelización del abastecimiento de madera utilizando la perspectiva de "niveles".

Nivel I	Nivel II-III
<p align="center"><b>ARIES</b></p>	<p align="center"><b>Biomasa leñosa y Biomasa leñosa natural en bosque disponible para suministro de madera (FAWS y FNAWS)</b></p>
<p>El modelo de suministro de biomasa de madera utiliza el resultado del modelo EFI (Instituto Forestal Europeo) de producción de madera en los bosques europeos desarrollado para entrenar un modelo de aprendizaje máquina (machine learning)</p> <p><a href="https://aries.integratedmodelling.org/">https://aries.integratedmodelling.org/</a></p>	<p>Evalúa la disponibilidad de madera, para la planificación de la explotación forestal de manera sostenible, monitoreo de la gestión forestal a lo largo del tiempo y evaluar los servicios de los ecosistemas que proporcionan los bosques.</p>

**Tabla 2.4.** Metodologías propuestas para abordar la modelización del abastecimiento de madera (1.1.1.2).

## Agua superficial potable (Código CICES 4.2.1.1)

El servicio de **provisión de agua superficial potable** es un beneficio vital que los ecosistemas brindan a la sociedad. Se refiere al suministro de agua dulce de calidad y segura que proviene de fuentes superficiales, como ríos, lagos, embalses y arroyos, y que es apta para el consumo humano sin la necesidad de tratamientos intensivos adicionales. Este servicio es esencial para mantener la vida y la salud de los seres humanos, así como para respaldar numerosos sectores económicos y actividades cotidianas. Los ecosistemas, como bosques y humedales, desempeñan un papel

crucial en la conservación de las cuencas hidrográficas, actuando como esponjas naturales que capturan, almacenan y liberan gradualmente el agua, regulando el flujo de los ríos y evitando inundaciones y sequías extremas. Además, llevan a cabo procesos de la filtración, retención de sedimentos y depuración biológica, manteniendo la pureza y la calidad del agua, mientras contribuyen a la recarga de acuíferos subterráneos, que son fuentes importantes de agua potable en muchas regiones.

La preservación y conservación de estos ecosistemas son fundamentales para asegurar la continuidad de este servicio de provisión de agua superficial potable. La degradación ambiental, la deforestación, la urbanización no planificada y la contaminación son amenazas que pueden afectar la capacidad de los ecosistemas para ofrecer este recurso. Por lo tanto, es crucial implementar prácticas sostenibles de manejo del agua y políticas de conservación que protejan estos ecosistemas y aseguren el acceso continuo a agua potable de calidad para las generaciones presentes y futuras. A continuación, proponemos un enfoque para abordar la modelización del abastecimiento de agua superficial potable utilizando la perspectiva de "niveles".

**Tabla 2.5.** Metodologías propuestas para abordar la modelización del abastecimiento de agua superficial potable (4.2.1.1).

Nivel I	Nivel II	Nivel III
<p align="center"><b>InVEST</b> <b>(Seasonal Water Yield)</b></p>	<p align="center"><b>Modelización de la regulación hídrica (SWAT)</b></p>	<p align="center"><b>AQUATOOL</b> <b>(Módulo EVALHID)</b></p>
<p>El modelo Seasonal Water Yield, que se centra específicamente en la evaluación de la provisión de agua. Este módulo utiliza datos topográficos, datos climáticos y datos sobre el uso del suelo para cuantificar la cantidad de agua disponible en una determinada cuenca hidrográfica.</p> <p><a href="https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/seasonal-water-yield">https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/seasonal-water-yield</a></p>	<p>Evalúa la cantidad y distribución temporal del recurso hídrico en una cuenca hidrográfica, incluyendo la escorrentía superficial. Está diseñado para analizar el impacto de diferentes usos del suelo, prácticas de manejo agrícola, cambios en el uso del suelo y eventos climáticos en la disponibilidad de agua en la cuenca.</p> <p><a href="https://swat.tamu.edu/software/">https://swat.tamu.edu/software/</a></p>	<p>Permite el desarrollo de Modelos Precipitación-Escorrentía en cuencas complejas y con el objetivo de evaluar la cantidad de recurso hídrico que producen las mismas. El módulo consta de varios tipos de modelos que se pueden escoger en función de los datos disponibles, la complejidad de la cuenca y la práctica del usuario en el desarrollo y calibración de modelos hidrológicos.</p> <p><a href="https://aquatool.webs.upv.es/aqt/aquatool/">https://aquatool.webs.upv.es/aqt/aquatool/</a></p>

## 2.1.2 Servicios de regulación

### Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos (Código CICES 2.2.6.1)

El Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC) ha identificado a los ecosistemas terrestres como un componente clave para mitigar el cambio climático a través del secuestro de carbono (IPCC, 2019). Sin embargo, el sector de uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (LULUCF), es el responsable de aproximadamente el 25% de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (GEI; IPCC, 2019). Las principales fuentes de emisiones de GEI de LULUCF incluyen la deforestación, la degradación forestal y la conversión de ecosistemas naturales en tierras agrícolas (FAO, 2016). El cambio de uso de la tierra también contribuye significativamente a la huella de carbono (Wiedmann et al., 2015).

Entre los factores que inciden en el cambio climático se cita la acumulación de GEI en la atmósfera. Uno de los principales GEI es el CO<sub>2</sub>, siendo por ello la **capacidad de los ecosistemas para almacenar carbono** uno de los indicadores más empleado para la valoración del **servicio de regulación del clima** a distintas escalas (Egoh et al. 2012).

Vegetación y suelo actúan como sumidero de carbono; la primera extrae CO<sub>2</sub> de la atmósfera a través de la fotosíntesis, fijando el carbono en sus tejidos temporalmente en forma de biomasa viva y muerta; el suelo lo almacena de una manera más permanente en forma de materia orgánica. Así, para estimar el carbono total almacenado en un ecosistema se ha de considerar el carbono acumulado en los tres ámbitos: biomasa viva, biomasa muerta y suelo (Hu y Wang, 2008; Woodbury et al., 2007).

El **almacenamiento de carbono** en ecosistemas como bosques, pastizales y humedales se identificó como una de las formas más efectivas y naturales de eliminar el CO<sub>2</sub> de la atmósfera (Pan et al., 2011). El carbono almacenado en estos ecosistemas es vital para compensar las emisiones antropogénicas y reducir las concentraciones de CO<sub>2</sub> en la atmósfera (Griscom et al., 2017). Además, estos ecosistemas respaldan muchos otros servicios ecosistémicos, incluida la regulación del agua, la conservación de la biodiversidad y los servicios culturales (Balvanera et al., 2014). Proteger y restaurar los ecosistemas de almacenamiento de carbono es esencial para mitigar el cambio climático, apoyar el bienestar humano y mantener ecosistemas saludables (Griscom et al., 2017).

Los enfoques de modelización dependen de la calidad de la información disponible. El IPCC en función de la calidad de esta información define la estimación de las emisiones y el secuestro de carbono con base en valores predeterminados y no específicos para un país o región (FAO, 2014). En otras palabras, utiliza factores generales para estimar la **cantidad de carbono almacenado en los ecosistemas terrestres** sin considerar las características específicas de cada lugar. Métodos más detallados y específicos para cada país o región, utilizan **mediciones directas o indirectas** de las **emisiones**

y el **secuestro de carbono** para estimar la cantidad de carbono almacenado en los ecosistemas terrestres. Puede incluir mediciones de la biomasa aérea, la densidad del suelo y la productividad de los cultivos. Con información de calidad se pueden utilizar modelos de simulación para estimar las emisiones y el secuestro de carbono en un ecosistema. Estos modelos pueden considerar los cambios en el uso de la tierra, las condiciones climáticas y las características del suelo (IPCC, 2019). A continuación, proponemos un enfoque para abordar la modelización de la regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos utilizando la perspectiva de "niveles".

**Tabla 2.6.** Metodologías propuestas para abordar la modelización de la regulación de la composición química de la atmósfera (2.2.6.1).

Nivel I	Nivel II	Nivel III
<b>InVEST (Carbon)</b>	<b>Contenido de carbono total</b>	<b>Balance neto de carbono</b>
Modelo que utiliza el ciclo de carbono y estima la cantidad total de carbono almacenado mediante la combinación de valores de reserva de carbono medio asignado para cada ecosistema (Biomasa aérea, biomasa subterránea, madera muerta y carbono orgánico en el suelo).  <a href="https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/carbon">https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/carbon</a>	Cálculo para estimar la capacidad de los ecosistemas para almacenar carbono. Esta estimación es uno de los indicadores más empleados para la valoración del servicio de regulación del clima a distintas escalas.	Ampliación de la propuesta de IPCC de 2003, para generar reservas de carbono con unidades espaciales basadas en información de fuentes de datos satelitales, en función de varias ecuaciones de aplicación.

## Filtración/secuestro/almacenamiento/acumulación por microorganismos, algas, plantas y animales (Código CICES 2.1.1.2)

La **filtración del aire** es un proceso esencial para mantener el equilibrio y la estabilidad del medio ambiente y la vida en la Tierra. Los ecosistemas naturales y los procesos físicos y biológicos tienen un papel fundamental en esta regulación.

Esta filtración es un servicio de regulación que depende, entre otros, de la captura y absorción por parte de la vegetación de partículas en suspensión, compuestos químicos y gases presentes en la atmósfera que son nocivos para la salud humana. Se trata de un servicio que puede ser muy relevante en zonas urbanas o metropolitanas, al presentar éstas áreas niveles de contaminación del aire elevados, en ocasiones superiores a los límites establecidos por la Unión Europea o la Organización Mundial para la Salud. La exposición crónica a estas partículas aumenta el riesgo de sufrir enfermedades cardiovasculares y respiratorias.

La estimación de la **capacidad de retención de contaminantes** por parte de la vegetación es extremadamente compleja, dado que depende de la estructura y la disposición de ésta, el clima o el volumen de contaminantes. La principal limitación radica en la incertidumbre espacial en relación con la concentración de contaminantes, así como en la falta de información sobre la capacidad de filtración de las diversas cubiertas vegetales. En consecuencia, la cartografía de este servicio en la literatura científica es escasa y se acostumbra a utilizar como sustitutos relativamente generales la cubierta arbórea o el índice de área foliar (LAI).

En este caso solo se va a proponer un nivel de cálculo, debido a las limitaciones que se han indicado anteriormente. La evaluación directa de este servicio para áreas regionales necesitaría de un gran gasto en recursos tanto de personal como de información que estarían fuera del objetivo de esta guía. Por tanto, se ha propuesto una solución más ajustada a los resultados que queremos obtener en esta guía.

Nivel I
<b>Biomasa foliar</b>
El cálculo de este servicio del ecosistema se basa en un único indicador relacionado con la capacidad de regulación de la composición química. Sin embargo, no se calcula directamente el servicio en sí, sino que se utiliza este indicador como sustituto para hacernos una idea de la capacidad de regulación que tienen las distintas coberturas. Este indicador se corresponde con la biomasa de hojas (peso seco) de los árboles vivos por unidad de superficie (t/ha).

**Tabla 2.7.** Metodología propuesta para abordar la modelización de la capacidad de retención de contaminantes por parte de la vegetación (2.1.1.2).

## Polinización (Código CICES 2.2.2.1)

Los servicios de **polinización** se refieren a la **contribución de los polinizadores silvestres en la fertilización de los cultivos**, lo cual beneficia la abundancia y diversidad de otras especies. Estos servicios incluyen tanto la producción de cultivos como la preservación de la diversidad de especies. En esta guía, nos enfocaremos principalmente en la producción de cultivos.

La polinización puede considerarse como un servicio final, donde se registra únicamente la contribución a la polinización y se excluyen otros servicios ecosistémicos no relacionados, como la fertilidad del suelo, o cultivos que no dependen de la polinización. También puede considerarse como un servicio intermedio, utilizando métricas comunes como la superficie de cultivos dependientes de la polinización polinizada, el rendimiento atribuible a los polinizadores o el número de visitas.

Es importante distinguir entre la polinización animal, como la llevada a cabo por las abejas, y la polinización en general, ya que algunos cultivos se autopolinizan o se polinizan mediante el viento. El servicio de polinización se enfoca únicamente en la polinización realizada por insectos u otros animales, como los murciélagos. Además, se centra en los **polinizadores silvestres**, excluyendo la polinización artificial a través de colmenas o la polinización manual (Naciones Unidas, 2022).

Diversos ecosistemas, como los bordes de los bosques, las praderas con abundantes flores y las zonas ribereñas, proporcionan hábitats adecuados para insectos polinizadores silvestres, como abejas solitarias, abejas melíferas, abejorros y mariposas. Estos insectos, al buscar alimento, tienen el potencial de aumentar el rendimiento de los cultivos cercanos que dependen de la polinización por insectos. La polinización beneficia a frutas, hortalizas, frutos secos, especias y cultivos oleaginosos (Zulian et al., 2013a).

Cartografiar la oferta y demanda de servicios de polinización implica cartografiar la **idoneidad de los ecosistemas o hábitats para los insectos polinizadores**, así como las distancias de vuelo entre los nidos y los cultivos que requieren polinización, que pueden variar desde unos pocos metros hasta varios kilómetros. También se debe cartografiar la presencia de cultivos que dependen de la polinización (Burkhard y Maes, 2017).

Los **mapas de idoneidad del hábitat** se basan en capas ambientales organizadas en un SIG. Estas capas incluyen información relevante como el uso del suelo, la topografía, la distancia a las carreteras y la vegetación natural. La selección de las capas depende de los datos disponibles y del conocimiento sobre las características de los polinizadores.

Para crear los mapas de idoneidad, se asigna un peso a cada factor y se otorga una puntuación de idoneidad a cada clase dentro de cada factor. Estas puntuaciones se combinan con la **distancia estimada de vuelo** para generar un mapa único de idoneidad del hábitat. Los mapas de idoneidad pueden basarse en revisiones bibliográficas y opiniones de expertos. Además, los mapas derivados de técnicas empíricas o estadísticas requieren datos de presencia de especies, que pueden ser registros de presencia/ausencia o solo de presencia. La idoneidad se determina relacionando la presencia de especies con los factores del hábitat utilizando diferentes técnicas, como métodos de regresión, aprendizaje automático o estadística bayesiana (Burkhard y Maes, 2017).

La evaluación del servicio puede realizarse en diferentes niveles, dependiendo de la disponibilidad de datos y los objetivos. A continuación, proponemos un enfoque para abordar la modelización del servicio de polinización utilizando la perspectiva de "niveles".

**Tabla 2.8.** Metodologías propuestas para abordar la modelización del servicio de polinización (2.2.2.1).

Nivel I	Nivel II	Nivel III
<p><b>Índice de abundancia probable de polinizadores anidando</b></p>	<p><b>InVEST (Crop Pollination)</b></p>	<p><b>ESTIMAP (Ecosystem Services Mapping Tool)</b></p>
<p>Este índice ha sido propuesto con base en diferentes publicaciones.</p> <p>Tiene en cuenta tanto la disponibilidad de tipos de hábitat como de recursos florales para los insectos.</p>	<p>InVEST puede evaluar la cantidad y calidad de los hábitats de polinizadores, así como la distancia y la conectividad entre estos hábitats y los cultivos que dependen de la polinización mediante el uso de datos geoespaciales. Al combinar estos datos con información sobre la abundancia y eficiencia de los polinizadores, el modelo puede estimar la contribución de los polinizadores a la producción de cultivos y proporcionar una evaluación cuantitativa del servicio ecosistémico de polinización en un paisaje específico.</p> <p><a href="https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/crop-pollination">https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/crop-pollination</a></p>	<p>ESTIMAP utiliza datos espaciales y modelos de polinización para mapear y cuantificar la provisión de polinización en un paisaje determinado. El modelo tiene en cuenta la distribución de polinizadores, los cultivos y los hábitats de polinización, así como factores como la densidad de flores y la calidad del hábitat. Esto permite estimar la cantidad y calidad del servicio de polinización en diferentes áreas y evaluar su contribución a la producción agrícola.</p>

### Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua, incluyendo control de inundaciones y protección costera (Código CICES 2.2.1.3)

Los **servicios de regulación del agua** consisten en servicios de mantenimiento de caudales de referencia y servicios de mitigación de caudales máximos. Los servicios de regulación del agua son las contribuciones de los ecosistemas a la regulación de los caudales de los ríos y las capas freáticas de las aguas subterráneas y lacustres. Se derivan de la **capacidad de los ecosistemas para absorber y almacenar agua**, y liberar agua gradualmente durante las estaciones o períodos secos a través de la evapotranspiración y, por lo tanto, asegurar un flujo regular de agua (Naciones Unidas, 2021). Asimismo, esta capacidad mitiga los efectos de inundaciones y otros eventos extremos relacionados con el agua (ibíd.)

Los bosques, praderas y humedales son ecosistemas que poseen una capacidad destacada para regular el flujo de agua. Esta función es especialmente importante para

asegurar un **suministro adecuado de agua** que mantenga el equilibrio ambiental, al mismo tiempo que evita fluctuaciones extremas en los caudales hídricos. En entornos urbanos, donde las superficies impermeables interrumpen el ciclo natural del agua, el riesgo de dichas fluctuaciones aumenta considerablemente, lo que puede ocasionar inundaciones o escasez de agua.

Idealmente, el paisaje debería retener y almacenar de manera natural una cantidad de agua suficiente para cubrir sus necesidades, al mismo tiempo que limita la escorrentía superficial que podría desencadenar inundaciones aguas abajo. El flujo de agua a través de un paisaje se ve influenciado por procesos naturales que contribuyen al almacenamiento hídrico y, por ende, a la reducción de la escorrentía superficial. Estos procesos incluyen la interceptación por la vegetación, el almacenamiento en cuerpos de agua superficiales, la infiltración y retención en el suelo, así como la percolación hacia depósitos de aguas subterráneas.

Además de estos procesos, la capacidad de retención de agua también se ve afectada por la pendiente del terreno y la permeabilidad del suelo. Las pendientes pronunciadas favorecen una escorrentía superficial más rápida, mientras que las áreas más planas permiten una mayor infiltración del agua. Las superficies impermeables, como las carreteras y edificaciones, actúan como barreras para la infiltración y retención del agua, promoviendo así la escorrentía superficial (Vallecillo et al., 2020). A continuación, proponemos un enfoque para abordar la modelización del ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua utilizando la perspectiva de "niveles".

**Tabla 2.9.** Metodologías propuestas para abordar la modelización del ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua (2.2.1.3).

Nivel I	Nivel II	Nivel III
<b>Control de inundaciones</b>	<b>Índice de Retención Hídrica (WRI)</b>	<b>SWAT</b>
<p>Este enfoque se basa en la determinación de ciertos umbrales para identificar las áreas que proporcionan servicios de control de inundaciones. La demanda de estos servicios se establece según la ubicación de los activos económicos y la población. El flujo de servicio real se obtiene calculando para cada unidad espacial dentro de las áreas que demandan el servicio, la parte del área aguas arriba de esa unidad que brinda servicios de control de inundaciones.</p>	<p>Para evaluar la cantidad potencial de agua retenida en el paisaje se ha desarrollado un indicador compuesto para evaluar la capacidad del paisaje para regular y retener el agua que pasa a través de él. Este indicador muestra dónde podría haber un déficit en la capacidad del paisaje para retener agua, lo que, combinado con precipitaciones extremas, podría provocar un mayor riesgo de inundaciones o escasez de agua.</p>	<p>Este modelo es un enfoque hidrológico de escala de cuenca que integra información sobre características del suelo, topografía, uso del suelo, vegetación, clima y prácticas de manejo de tierras para simular el ciclo hidrológico. Esto proporciona información importante para comprender el servicio ecosistémico de regulación hídrica y cómo se puede gestionar de manera sostenible.</p> <p><a href="https://swat.tamu.edu/software/">https://swat.tamu.edu/software/</a></p>

## Control de las tasas de erosión (Código CICES 2.2.1.1)

El **control de las tasas de erosión** es un servicio ecosistémico regulador que mitiga la **pérdida potencial de suelo** que se produce en ausencia de vegetación, lo que significa que la vegetación que cubre el suelo es el principal proveedor del servicio (Guerra et al., 2014). La red de raíces de césped, hierbas, arbustos y árboles desempeña un papel crucial al mantener unida la estructura del suelo. Gracias a esta red, se previene la erosión del suelo causada por fuerzas naturales como el agua y el viento, evitando que sea arrastrado y cause problemas como la pérdida de tierra fértil, la sedimentación en cursos de agua o la pérdida de otros servicios ecosistémicos relacionados con el suelo (Steinhoff-Knopp et al., 2021).

La demanda de servicios de control de la erosión del suelo está estrechamente vinculada a las tierras agrícolas dedicadas a cultivos en pendiente. Las precipitaciones sobre suelos desnudos, especialmente después de la cosecha, aumentan el riesgo de erosión. Para mapear la protección del suelo, se basan principalmente en la cartografía de la erosión del suelo. Esta erosión se ve influenciada por cinco factores principales: las precipitaciones, la erosión del suelo según su tipo, la presencia de vegetación, la pendiente y las prácticas de manejo de la tierra.

Existen varios modelos basados en procesos disponibles para cuantificar la erosión y comprender mejor el movimiento de sedimentos a través de los paisajes. Muchos de los **modelos de retención de sedimentos** se basan en la USLE (Ecuación Universal de Pérdida de Suelo) y la RUSLE (Ecuación Revisada Universal de Pérdida de Suelo) y sus modelos asociados, como el modelo USPED (Erosión y Deposición de Potencia de Flujo Unitario; Mitsova et al., 1996). La USLE se desarrolló originalmente para la escala de campo de cultivo en los Estados Unidos. Las fortalezas y limitaciones de la USLE y la RUSLE han sido ampliamente revisadas por Benavidez et al. (2018).

Muchas plataformas de modelado de servicios ecosistémicos utilizan las ecuaciones de la familia de modelos RUSLE como base para modelar la retención de sedimentos. Algunas de estas plataformas son InVEST, ARIES, ESTIMAP y LUCI/Nature Braid. La erosión del suelo es principalmente causada por el agua, el viento y las prácticas de uso del suelo. Sin embargo, el viento no está considerado en estas ecuaciones de erosión. Además, la RUSLE tampoco considera ciertos tipos de erosión, como la erosión de cárcavas y márgenes de ríos o el deslizamiento de masas de tierra (es decir, la erosión que ocurre durante deslizamientos de tierra o fallas en la pendiente).

Para el cálculo de la retención de sedimentos por año, se requiere una conversión adicional de la salida del modelo RUSLE, que indica la pérdida de sedimentos por año. Un enfoque para esta conversión es evaluar la diferencia en las salidas de RUSLE al asumir la cobertura actual del suelo en comparación con la situación de suelo desnudo (es decir, ejecutando el modelo dos veces, basado en la situación actual y en la situación en ausencia de vegetación). A continuación, proponemos un enfoque para abordar la modelización del control de tasas de erosión utilizando la perspectiva de "niveles".

**Tabla 2.10.** Metodologías propuestas para abordar la modelización del control de tasas de erosión (2.2.1.1).

Nivel I	Nivel II
<p style="text-align: center;"><b>InVEST</b> <b>(Sediment Retention)</b></p>	<p style="text-align: center;"><b>RUSLE</b> <b>(Ecuación Universal Revisada de Pérdida de Suelo por Erosión)</b></p>
<p>Este modelo utiliza datos espaciales y modelos avanzados para calcular la capacidad de la vegetación para mantener unido el suelo y mitigar los efectos de la erosión causada por factores naturales como el agua y el viento.</p> <p><a href="https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/sediment-retention">https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/sediment-retention</a></p>	<p>Es una herramienta ampliamente utilizada y efectiva para evaluar el riesgo de pérdida de suelo debido a la erosión en diferentes áreas. RUSLE toma en cuenta factores clave como la pendiente, la erosividad de las lluvias, el tipo de suelo, la cobertura vegetal y las prácticas de manejo de la tierra. Utilizada en el Inventario Nacional de Erosión de Suelos.</p>

## 2.1.3 Servicios culturales

### Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas (Código CICES 3.1.1.1)

Las **actividades recreativas** incluyen las interacciones físicas e intelectuales con los ecosistemas y los paisajes terrestres y marinos. El servicio del ecosistema de actividades de recreación ofrece oportunidades para el entretenimiento, el descanso y la satisfacción personal. Este servicio busca promover el bienestar físico, mental y emocional de los individuos, fomentando la conexión con el entorno y la comunidad.

Este servicio comprende las características o **cualidades biofísicas de los ecosistemas** que las personas ven, observan, experimentan o disfrutan de forma pasiva o activa a diario. El valor de la recreación incluye una amplia variedad de prácticas que van desde caminar, trotar o correr en la zona verde urbana más cercana o en la orilla del río/lago/mar, circular en bicicleta, ir de picnic, observar la flora y la fauna, disfrutar de la belleza circundante del paisaje, entre un sinfín de otras posibilidades. El beneficio que obtiene la sociedad de este servicio es la mejora del bienestar humano.

El flujo de este servicio está determinado por diferentes componentes: servicio potencial, demanda del servicio y la relación entre ellos. Por lo tanto, para modelar el flujo real, es necesario evaluar tanto el potencial y como la demanda de recreación.

El **potencial de recreación** al aire libre cuantifica lo que ofrecen los ecosistemas en términos de oportunidades de recreación. Las áreas con mayores oportunidades de recreación son más atractivas para las personas y, por lo tanto, tienen un mayor potencial para ser utilizadas. Sin embargo, el uso del servicio está, en última instancia, determinado por la demanda, que en este caso es la población. El **flujo real de recreación** al aire libre para un uso diario depende, por lo tanto, de la proximidad de las áreas recreativas a las personas. A continuación, proponemos un enfoque para abordar la modelización de las características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas utilizando la perspectiva de "niveles".

Nivel I	Nivel II	Nivel III
<b>Índice de recreación</b>	<b>InVEST (Recreation)</b>	<b>ESTIMAP</b>
Este índice se calcula a partir del potencial para el desarrollo de actividades recreativas, que son las características intrínsecas del ecosistema, y la capacidad del área para el uso recreativo que en este caso se calculan a través de la accesibilidad al uso recreativo potencial como la presencia de infraestructuras artificiales para dar servicio a los visitantes.	El propósito del modelo de recreación InVEST es predecir la distribución de días-persona de recreación, en función de las ubicaciones de los hábitats naturales, la accesibilidad y las características construidas que influyen en las decisiones de las personas sobre dónde realizar actividades de recreación.  <a href="https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/recreation">https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/recreation</a>	Combinación de datos geoespaciales y socioeconómicos para estimar la cantidad de recreación y actividades al aire libre que ocurren en áreas naturales y espacios verdes.  El modelo ESTIMAP utiliza datos como la cobertura de la tierra, la distancia a áreas urbanas, la densidad de población y otras variables para evaluar la accesibilidad y el potencial de recreación en un área específica.

**Tabla 2.11.** Metodologías propuestas para abordar la modelización de las características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas (3.1.1.1).

## Características de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas (Código CICES 3.1.2.4)

La **calidad estética de un paisaje** juega un papel importante a la hora de determinar dónde la gente elige llevar a cabo actividades de recreación y turismo. Por ejemplo, las actividades recreativas como el senderismo son realizadas por personas que buscan **experiencias estéticas relacionadas con la naturaleza** salvaje percibida de un paisaje. Como consecuencia, las contribuciones estéticas de los ecosistemas generadas

durante la recreación al aire libre de las personas son un factor importante que contribuye a la salud mental y física de las personas. Los paisajes naturales pueden estar intrínsecamente vinculados a la identidad cultural de una comunidad. La apreciación de la belleza de un paisaje puede fomentar un **sentido de pertenencia y conexión** con el lugar, fomentando un mayor interés y preocupación por la conservación y protección de los ecosistemas naturales.

Este servicio se centra en la **apreciación pasiva y contemplativa de los ecosistemas y paisajes**, a diferencia del servicio de actividades recreativas en el que se valora más la participación en actividades de ocio y tiempo libre relacionadas con la naturaleza. En este caso el servicio solo se centra en las **características estéticas del ecosistema**.

Para este servicio solo se ha incluido un nivel de metodología, debido a que otras metodologías implican de unos altos conocimientos en inteligencia artificial, que quedan fuera del objetivo de la presente guía. Aun así, para aquellos que quieran explorar otras vías de evaluación de este servicio, a continuación, se incluyen algunas lecturas recomendadas:

- Havinga, I., Marcos, D., Bogaart, P. W., Hein, L., & Tuia, D. (2021). Social media and deep learning capture the aesthetic quality of the landscape. *Scientific reports*, 11(1), 20000.
- Cardoso, A. S., Renna, F., Moreno-Llorca, R., Alcaraz-Segura, D., Tabik, S., Ladle, R. J., & Vaz, A. S. (2022). Classifying the content of social media images to support cultural ecosystem service assessments using deep learning models. *Ecosystem Services*, 54, 101410.

**Tabla 2.12.** Metodología propuesta para abordar la modelización de las contribuciones estéticas de los ecosistemas (3.1.2.4).

<b>Nivel I</b>
<b>Índice de estética del paisaje</b>
Este índice se calcula a través de una serie de características intrínsecas del paisaje. Estas características están relacionadas con variables topográficas, naturalidad, diversidad de ecosistemas, presencia de masas de agua y el efecto de los elementos artificiales.

## 2.2 Análisis de compromisos y sinergias

La metodología de referencia (AEMA, 2014), contempla entre sus recomendaciones para la determinación de la IV, el análisis espacial de los tres grupos de servicios de los ecosistemas: regulación, abastecimiento y culturales.

En esta línea, con el fin de garantizar el papel multifuncional de los territorios que se seleccionen para su integración final en la red de IV, se requiere el análisis de posibles **compromisos y sinergias** entre los diferentes servicios proporcionados por los mismos, con el fin de asegurar los beneficios ecológicos, económicos y sociales esperados. Las relaciones que se originan entre los distintos servicios de los ecosistemas pueden ser muy variables. Pueden ser positivas, cuando el **fomento de uno o varios servicios favorece el desarrollo de otros** y, en conjunto, se generan mayores beneficios que los obtenidos por cada servicio individual (**sinergias**), o negativas cuando el **fomento de un determinado servicio compromete la provisión de otro** u otros. De este modo, determinados servicios generan una relación de **compromiso** (*trade-off*) al ofrecer el suministro de un servicio a costa de la degradación o destrucción de otro. Los *trade-offs* se suelen ocasionar por antagonismo o incompatibilidades entre servicios de los ecosistemas; por ejemplo, los servicios de regulación de calidad del agua o polinización pueden llegar a degradarse como consecuencia del desarrollo de una agricultura intensiva basada en monocultivos para el suministro de alimento. La propia biodiversidad, en sí misma proveedora de servicios, se ve a menudo comprometida por la producción de unos pocos servicios de abastecimiento.

### 2.2.1 Análisis básico de compromisos y sinergias

El análisis básico de las sinergias y los compromisos entre los distintos servicios de los ecosistemas se basa en una **comparación estadística de sus valores**, estando su existencia determinada, tal y como se ha descrito, por una asociación positiva o negativa, respectivamente. La forma más simple de evaluar dichas asociaciones es mediante un análisis de las correlaciones existentes entre los valores de los diversos indicadores de servicios de los ecosistemas. Para ello se propone la siguiente metodología:

1. Selección al azar, mediante herramientas SIG, de una serie de puntos distribuidos sobre el territorio que serán guardados en una capa SIG específica. Dependiendo del ámbito territorial y la escala, es posible seleccionar la totalidad de las celdas.
2. Mediante herramientas SIG de combinación de capas, se asignan los valores de los diversos indicadores de servicios de los ecosistemas a los puntos seleccionados.
3. Finalmente, se realiza un **análisis de correlaciones lineales** entre estos valores (por ejemplo con el método de *Pearson* para variables normales, o el método de *Spearman*, cuando las variables no sean normales) mediante los paquetes estadísticos más usuales (SPSS, R)<sup>6</sup>.

**[6]** El análisis de las sinergias y los compromisos se puede complementar con una evaluación de la asociación de los distintos servicios o tipos de servicios con distintas variables territoriales. En este caso, se puede llevar a cabo un análisis canónico, en el cual se comparen simultáneamente distintas variables respuesta (los distintos servicios ecosistémicos) y factores explicativos (las variables territoriales). En función de la variabilidad de los datos se elige un método u otro. Cuando el gradiente de valores es limitado (inferior a tres veces la desviación estándar), se pueden utilizar métodos de comparación lineal, como el análisis de la redundancia (RDA). Cuando este gradiente es más extenso debe optarse por análisis no lineales como el análisis de correlaciones canónicas (CCA; Legendre & Gallagher 2001).

La realización de dichos análisis canónicos se puede llevar a cabo utilizando el paquete estadístico CANOCO ([www.canoco5.com](http://www.canoco5.com)). El procedimiento de preparación de datos es muy similar al anterior. Primero deben ponerse a punto las capas SIG de las variables territoriales que se quieran considerar. Posteriormente, deberá llevarse a cabo una selección al azar, mediante herramientas SIG, de una serie de puntos distribuidos al azar sobre el territorio que serán guardados en una capa SIG específica. Finalmente, mediante herramientas SIG de combinación de capas, deberá realizarse una asignación de los valores de los diversos indicadores de servicio ecosistémico y de las variables territoriales consideradas a los puntos seleccionados. Estos datos deberán adaptarse al formato específico de CANOCO para la realización del análisis. Alternativamente pueden llevarse a cabo dichos análisis utilizando el paquete estadístico R.

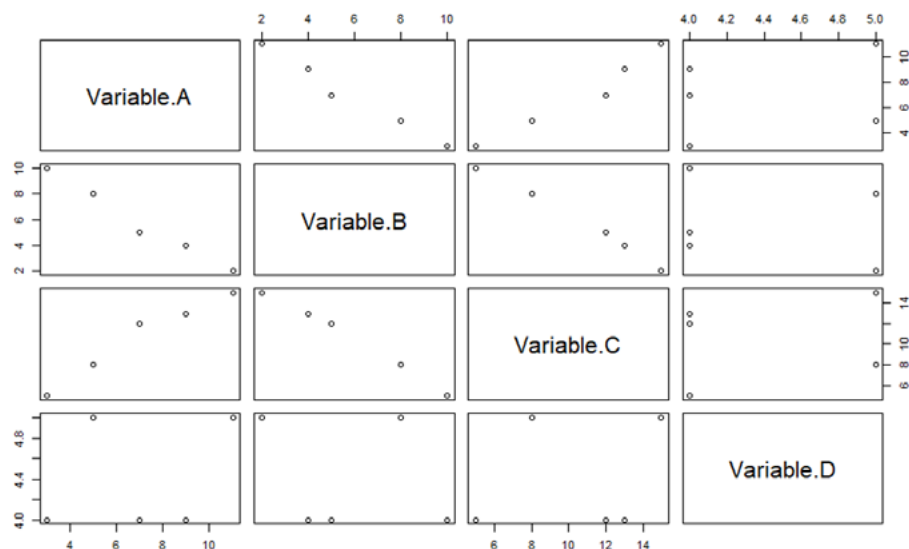
A modo de ejemplo, se presenta un **caso teórico** sencillo de interpretación de posibles resultados (Tabla 2.13). Se parte de una matriz de datos correspondientes a tantas observaciones como píxeles se hayan seleccionado en el paso 2 de la metodología descrita, 5 en el ejemplo propuesto:

**Tabla 2.13.** Datos simulados para el ejercicio teórico descrito para la interpretación de resultados.

ID_Pixel	Variable A	Variable B	Variable C	Variable D
1	3	10	5	4
2	5	8	8	5
3	7	5	12	4
4	9	4	13	4
5	11	2	15	5

En los datos presentados es posible observar a simple vista como, a medida que los valores de la variable A aumentan, los valores de la variable B disminuyen, estando ambas, aparentemente, correlacionadas negativamente. Del mismo modo, cuando la variable A aumenta, la variable C también aumenta, por lo que ambas variables parecen estar correlacionadas positivamente. Finalmente, la variable D no parece seguir un patrón concreto respecto del resto. La **representación gráfica** de las variables dos a dos permite observar dicho **comportamiento** (Figura 2.2).

**Figura 2.2.** Representación gráfica de las relaciones entre variables del ejercicio teórico (correlaciones).



Los resultados estadísticos a partir del análisis en R resultan coherentes con las relaciones observadas; los valores de 1 o -1 implican correlaciones totales positivas o negativas, respectivamente, mientras que valores próximos a cero implican ausencia de correlaciones (Tabla 2.14):

**Tabla 2.14.** Resultados estadísticos obtenidos a partir del análisis de correlaciones entre variables.

	Variable.A	Variable.B	Variable.C	Variable.D
Variable.A	1,00			
Variable.B	-0,99	1,00		
Variable.C	0,97	-0,99	1,00	
Variable.D	0,29	-0,23	0,13	1,00

En el ejemplo mostrado, el número de observaciones o píxeles del territorio es muy bajo ( $n=5$ ), no pudiendo asegurarse, por ello, que las correlaciones que se muestran en la tabla sean estadísticamente significativas. Cuando el número muestral es mayor se realiza un test de significación para cada una de las correlaciones, comparando los denominados p-valores, considerando únicamente aquellas estadísticamente significativas.

Así, una vez establecidos los valores de los servicios de los ecosistemas para cada celda, el análisis de correlaciones permitirá **valorar la adecuación de considerar unos u otros servicios** para la determinación de los ámbitos territoriales a incorporar a la Infraestructura Verde, atendiendo a la posible existencia de sinergias (correlaciones positivas) o trade-offs (correlaciones negativas), teniendo en cuenta el objetivo último de la infraestructura verde de conservación de la biodiversidad. En este sentido, será necesario tener en cuenta estas correlaciones en la valoración final de los servicios, deberían emplearse únicamente aquellas variables, o en este caso servicios, no correlacionados negativamente, con el fin de evitar relaciones de compromiso entre los mismos.

## 2.2.2 Análisis espacial de compromisos y sinergias

El análisis espacial de las sinergias y los compromisos entre los distintos servicios de los ecosistemas es una metodología que permite examinar y **comprender las interacciones y relaciones espaciales entre diferentes servicios de los ecosistemas**. Estos servicios no existen de forma aislada, sino que interactúan y dependen unos de otros.

El análisis espacial de las sinergias se enfoca en **identificar áreas donde múltiples servicios de los ecosistemas coexisten y se refuerzan mutuamente**. Estas sinergias pueden ser beneficiosas para la conservación y el uso sostenible de los ecosistemas, ya que indican áreas de alta biodiversidad o de mayor capacidad para proveer múltiples servicios. Por otro lado, el análisis espacial de los compromisos se centra en **identificar áreas donde existe una tensión o competencia entre diferentes servicios**. Estos compromisos pueden surgir cuando la provisión de un servicio puede verse afectada negativamente por la demanda o el uso de otro servicio en el mismo espacio geográfico.

Los SIG permiten la cuantificación y la visualización de los resultados alcanzados en un análisis de sinergias y compromisos entre los distintos servicios de los ecosistemas en un territorio. Al utilizar SIG en el análisis espacial de sinergias y compromisos entre servicios, se pueden integrar diferentes capas de información geográfica, tales como la totalidad de las capas con la información de la representación espacial de cada servicio en la zona de estudio que estemos analizando.

El uso de SIG en este tipo de análisis facilita la identificación de patrones espaciales, la delimitación de áreas clave para la conservación y el manejo de ecosistemas, así como la **toma de decisiones informadas** basadas en la comprensión de las interacciones espaciales entre los servicios de los ecosistemas. En definitiva, es una poderosa herramienta para comprender las relaciones espaciales entre los servicios y apoyar la toma de decisiones informadas en la conservación y el manejo sostenible de los ecosistemas.

A modo de ejemplo, imaginemos un escenario donde queremos analizar las sinergias y los compromisos entre los servicios de los ecosistemas en un área protegida. Utilizando SIG, podemos llevar a cabo este análisis de la siguiente manera:

1. **Recopilación de datos:** Recolectamos datos geoespaciales, como capas de cobertura del suelo, datos climáticos, mapas de biodiversidad, datos de calidad del agua y cualquier otro dato relevante para los servicios de los ecosistemas que deseamos analizar.
2. **Evaluación y cartografía de los servicios de los ecosistemas:** Definimos los servicios de los ecosistemas que queremos analizar, por ejemplo, provisión de agua, regulación del clima, hábitat de especies clave, recreación y turismo, entre otros. Dependiendo del servicio, se deben elegir metodologías adecuadas para representarlos espacialmente. Esto puede incluir el uso de datos satelitales, inventarios de campo, modelos ecológicos y socioeconómicos, entre otros. Utilizaremos herramientas de SIG para integrar y analizar los datos, incluyendo la modelización de los servicios, análisis espaciales para determinar su distribución y la evaluación de su estado y tendencias. Finalmente crearemos mapas detallados que muestren la distribución y la magnitud de cada uno de los servicios. Estos mapas son herramientas visuales claves para entender la distribución espacial y las interacciones entre diferentes servicios.
3. **Análisis de sinergias y compromisos:** El análisis de sinergias y compromisos es un proceso que busca entender cómo diferentes servicios interactúan y se afectan mutuamente en un espacio geográfico determinado. Una vez mapeados los servicios, se identifican las relaciones entre estos servicios, a través del análisis de correlaciones. Las correlaciones positivas indican sinergias, donde la mejora o el mantenimiento de un servicio puede beneficiar a otro, mientras que las correlaciones negativas señalan compromisos o *trade-offs*, donde la mejora de un servicio podría implicar la disminución de otro. Las técnicas de modelado espacial y estadístico en SIG permiten visualizar y cuantificar estas relaciones, facilitando la identificación de áreas clave donde las sinergias pueden ser maximizadas o los

compromisos minimizados. Por ejemplo, un área que muestra alta biodiversidad y también es clave para la regulación del clima podría ser prioritaria para estrategias de conservación que aborden ambos servicios simultáneamente. De una forma similar, también somos capaces de identificar áreas donde los servicios ecosistémicos pueden entrar en conflicto o competir entre sí. Por ejemplo, podríamos identificar áreas donde la demanda de agua para uso humano compite con la conservación de hábitats acuáticos o donde el turismo masivo puede afectar negativamente la biodiversidad local.

4. **Análisis de variabilidad temporal.** Es crucial que este análisis de sinergias y compromisos considere la variabilidad temporal, ya que las relaciones entre los servicios ecosistémicos pueden cambiar con las estaciones o a lo largo de los años debido a factores como el cambio climático o la alteración del uso del suelo. La participación de las comunidades locales y otros *stakeholders* es igualmente importante, ya que su conocimiento y valores pueden proporcionar información crucial sobre cómo perciben y valoran diferentes servicios ecosistémicos. Esto es especialmente relevante en áreas donde las decisiones de gestión pueden tener impactos socioeconómicos significativos.
5. **Visualización y comunicación de resultados:** Representamos los resultados del análisis espacial utilizando mapas, gráficos y otras herramientas visuales. Esto nos ayuda a comunicar de manera efectiva las sinergias y los compromisos identificados a las partes interesadas, tomadores de decisiones y otros involucrados en la gestión del área protegida.
6. **Toma de decisiones informadas:** Basándonos en los resultados del análisis, se pueden tomar decisiones informadas sobre la conservación y el manejo sostenible del área protegida. Por ejemplo, se pueden identificar áreas prioritarias para la conservación, implementar medidas de gestión que promuevan sinergias entre servicios ecosistémicos o desarrollar estrategias para mitigar los compromisos identificados.

## 2.3 Índice para la valoración integrada de los servicios de los ecosistemas

### 2.3.1 Suministro total de servicios de los ecosistemas

Existen diversas formas de evaluar la **capacidad conjunta de provisión de servicios de los ecosistemas de un determinado territorio**. La más sencilla es la combinación de los valores de las capas correspondientes a los diferentes servicios de los ecosistemas considerados, generando una cartografía de **provisión acumulada** de servicios de

los ecosistemas del territorio mediante herramientas SIG usuales que permitan la estandarización de valores de los índices entre "0" y "1" mediante la fórmula:

Donde:

$$Y' = \frac{Y - Y_{\min}}{Y_{\max} - Y_{\min}}$$

Y = valor de la variable

Y' = valor reescalado de la variable

$Y_{\max}$  = valor máximo de la variable

$Y_{\min}$  = valor mínimo de la variable

Los valores así calculados para cada celda se suman, obteniendo el valor final del índice para la valoración integrada de los servicios de los ecosistemas.

## 2.3.2 Diversidad de servicios de los ecosistemas (Multifuncionalidad)

Calcular un índice de diversidad de servicios de los ecosistemas en un territorio puede ser un proceso complejo que requiere la recopilación y el análisis de datos de diversos servicios. No hay un enfoque único para calcular este índice, ya que puede variar según los objetivos y las características del territorio en cuestión. Sin embargo, a continuación, se presentan algunos pasos generales que podrían ser útiles para desarrollar un índice de diversidad de servicios de los ecosistemas:

1. **Evaluación y cartografía de los servicios:** A través de las distintas metodologías descritas en los apartados anteriores, se asignan valores o ponderaciones a cada servicio para reflejar su importancia relativa.
2. **Normalización de datos:** consiste en la estandarización de los datos de cada servicio en una escala común para facilitar la comparación y el análisis mediante técnicas estadísticas, o su transformación en índices relativos.
3. **Cálculo del índice de diversidad:** Utilizando los datos normalizados y las ponderaciones asignadas, se calcula un índice de diversidad que combine los diferentes servicios de los ecosistemas. Esto puede hacerse utilizando métodos estadísticos como el índice de diversidad de *Shannon-Wiener* o el índice de *Simpson*, que consideran tanto la riqueza como la abundancia de los servicios.

**Índice de diversidad de Shannon-Wiener:** Este índice se basa en la teoría de la información y considera tanto la riqueza de servicios como su abundancia. El cálculo del índice de *Shannon-Wiener* se realiza mediante la siguiente fórmula:

$$H = -\sum(p_i * \ln(p_i))$$

Donde:

- H es el índice de diversidad de *Shannon-Wiener*.
- $p_i$  es la proporción normalizada de cada servicio ecosistémico.

El índice de *Shannon-Wiener* proporciona una medida de la diversidad que tiene en cuenta tanto la cantidad como la distribución de los servicios en el territorio. Valores más altos del índice indican una mayor diversidad.

**Índice de Simpson:** Este índice se enfoca en la dominancia o concentración de los servicios ecosistémicos. El cálculo del índice de Simpson se realiza mediante la siguiente fórmula:

$$D = \sum(p_i^2)$$

Donde:

- D es el índice de diversidad de Simpson.
- $p_i$  es la proporción normalizada de cada servicio ecosistémico.

El índice de *Simpson* proporciona una medida de la probabilidad de que dos servicios seleccionados al azar sean del mismo tipo. Valores más bajos del índice indican una mayor diversidad.

Hay que tener en cuenta que estos métodos son solo ejemplos y existen otros enfoques y fórmulas para calcular el índice de diversidad de servicios de los ecosistemas. La elección del método dependerá de los objetivos del estudio y la disponibilidad de datos.

**4. Interpretación de resultados:** finalmente, se analizan e interpretan los resultados del índice de diversidad de servicios de los ecosistemas. Esto implica comprender las fortalezas y debilidades del territorio en términos del suministro de servicios, identificar posibles desequilibrios, y utilizar esta información para la toma de decisiones en la planificación y gestión del territorio.

Es importante destacar que el cálculo de un índice de diversidad de servicios de los ecosistemas puede ser un proceso complejo y requiere una evaluación cuidadosa de los datos disponibles y las metodologías utilizadas. También es importante considerar la participación de diferentes actores involucrados en el territorio, como científicos, gestores ambientales, comunidades locales y tomadores de decisiones, para obtener una visión más completa de la diversidad de servicios de los ecosistemas.

### 2.3.3 Integración final de los servicios de los ecosistemas

Tanto si se opta por el cálculo del suministro total de servicios de los ecosistemas o de la diversidad de servicios, siguiendo la metodología de referencia desarrollada por AEMA (2014), una vez establecidos los **valores de los servicios de los ecosistemas correspondientes a cada celda del territorio** éstos se subdividen en un **rango de clases** que oscila entre 1-5, cuyos umbrales se establecen en función del conjunto de datos estudiados. Dichos rangos tendrán carácter específico en función de los datos obtenidos y los objetivos y prioridades de gestión, pudiendo aplicarse diferentes criterios para su definición. Esta selección constituye un factor clave a la hora de garantizar la utilidad del resultado para la toma de decisiones.

Una posible opción es el empleo de los umbrales naturales (natural breaks o Jenks); esta clasificación genera un conjunto de categorías que maximiza la varianza entre clases y la minimiza dentro de las mismas. Otra opción posible es la clasificación basada en cuantiles, que implica la agrupación en clases con el mismo número de observaciones.

Con carácter indicativo, se propone la clasificación de los **valores de provisión acumulada de los servicios de los ecosistemas** del territorio en las siguientes categorías (Tabla 2.15):

- **Áreas clave de provisión de servicios de los ecosistemas:** valores combinados máximos, capacidad máxima.
- **Áreas de provisión limitada de servicios de los ecosistemas:** valores combinados medios, capacidad moderada.

**Tabla 2.15.** Clasificación de áreas en función de su capacidad de provisión acumulada de servicios de los ecosistemas.

Servicios de los ecosistemas	
<b>Áreas clave de provisión de servicios de los ecosistemas</b>	SE 3
<b>Áreas de provisión limitada de servicios de los ecosistemas</b>	SE 2
<b>Área de provisión baja de servicios de los ecosistemas</b>	SE 1



# 3

## Valoración de la biodiversidad del territorio

La biodiversidad es un fenómeno complejo. De hecho, el Artículo 2 del *Convenio sobre la Diversidad Biológica* (CDB) adoptado en la Cumbre de la Tierra de las Naciones Unidas (Río de Janeiro, 1992), define la **biodiversidad como la variabilidad de organismos vivos a todos los niveles**, incluyendo tanto la variación entre especies, como dentro de cada especie y hasta entre diferentes ecosistemas. Es decir, que la biodiversidad incluye la variación de la vida a todos los niveles de organización biológica (Gaston & Spicer, 2004). Esta definición tan amplia implica que la biodiversidad tiene múltiples facetas y por lo tanto puede ser **medida de maneras muy distintas** (Gaston, 1996). Estas facetas incluyen la riqueza y la composición de especies, el cambio en dicha composición entre localidades o diferentes momentos del tiempo (diversidad beta), y las variaciones en diversidad filogenética (Faith, 1992) o funcional (Tilman, 2001; Díaz & Cabido, 2001) entre especies o incluso entre individuos de la misma especie (Violle 2007). Y también el grado de rareza de las especies a nivel geográfico, poblacional, o de amplitud de nicho ecológico (Rabinowitz 1981), e incluso de los atributos de especies e individuos (Gaston, 1994).

Todas estas facetas **tienen implicaciones diferentes para el funcionamiento de los ecosistemas**, y por lo tanto sus valores de conservación son complementarios. Tener en cuenta todas a la vez para definir la Infraestructura Verde resulta impracticable, por lo que es necesario utilizar indicadores que sean operacionales; es decir, prácticos de aplicar y a la vez flexibles, permitiendo considerar diferentes aspectos de la biodiversidad en función de la escala de trabajo o las características de la IV que sea necesario implementar en cada caso específico.

Para ello, en esta guía metodológica se proponen dos conjuntos de indicadores. El primero, ya incluido en versiones anteriores de la Guía, integra información sobre todas las **especies amenazadas** en una única variable (sección 3.1). Este índice calcula de manera sencilla el valor relativo de conservación de la biodiversidad amenazada a partir de tres criterios clave: (1) selección de especies amenazadas según la responsabilidad de conservación de los gobiernos regionales; (2) combinación de la presencia de especies mediante factores de ponderación que consideran su estado de amenaza, sensibilidad a perturbaciones, papel funcional y nivel de conocimiento disponible; y (3) mapeo de sus distribuciones a pequeña escala (Díaz *et al.*, 2020).

El segundo conjunto de indicadores se basa en aplicar dos tipos de **descriptores de la rareza** de las especies presentes en cada localidad o fragmento de hábitat de un paisaje (sección 3.2). Estos índices de rareza permiten representar el grado de singularidad de las comunidades ecológicas, atendiendo a su abundancia, distribución o especialización ecológica, así como al grado de singularidad funcional o evolutiva. La elección de unos aspectos u otros se basará en la calidad de los datos disponibles y de los objetivos y/o usos que se pretenden alcanzar con la implementación de la Infraestructura Verde.

La aproximación de medir el valor asociado a la biodiversidad basada en múltiples variables puede utilizarse de manera integral, identificando aquellos lugares que cumplen a la vez la función de preservar biodiversidad amenazada y albergar adaptaciones funcionales únicas que aseguren la provisión de servicios ecosistémicos en determinados lugares del territorio. Pero también puede utilizarse de manera flexible, escogiendo valorar determinados aspectos y/o rasgos ecológicos que sean de particular interés para el papel de la Infraestructura Verde como garante de la funcionalidad de los ecosistemas, preservando por ejemplo especies con rasgos relacionados con la adaptación a nuevas condiciones climáticas (por ejemplo, asociados a resistencia a sequías prolongadas) o a la provisión de determinados servicios ecosistémicos (como la vistosidad o la capacidad de bioacumular contaminantes evitando su proliferación en el medio). Esta versatilidad permite adaptar el uso de estos indicadores no sólo para la selección de IV adecuada para cumplir diferentes objetivos específicos, sino también a diferentes escalas de trabajo (desde nacional o continental a local).

## 3.1 Valor ponderado de conservación de la biodiversidad amenazada

La *Estrategia de la Unión Europea sobre Biodiversidad para 2030* (COM/2020/380 final) destaca el papel de la biodiversidad y de los ecosistemas en la provisión de productos esenciales para la salud, la alimentación y el ocio, así como de servicios clave, como la filtración del agua y del aire, y el mantenimiento del equilibrio del clima. Entre sus objetivos se contempla la protección del 30% del suelo de Europa y la restauración de ecosistemas degradados, promoviendo la agricultura ecológica y la conservación de los polinizadores, preservando la calidad de los ríos e incrementando las superficies arboladas.

Por su parte, entre los objetivos para la Infraestructura Verde en Europa identificados por el grupo de trabajo de la Comisión para la redacción del documento *Infraestructura Verde: mejora del capital natural de Europa* (COM/2013/249 final) se incluye la mejora, conservación y restauración de la biodiversidad, incrementando la conectividad espacial y funcional entre las áreas naturales y seminaturales, mejorando la permeabilidad del paisaje y mitigando los efectos de la fragmentación de los tipos de hábitat. Así, la conservación de la biodiversidad se contempla como un elemento clave en el desarrollo de una Infraestructura Verde eficaz y coherente en el cumplimiento de los objetivos para los que se diseña.

Con el fin de integrar la preservación de la biodiversidad en el contexto de la valoración del territorio para la identificación de la Infraestructura Verde se recomienda la metodología desarrollada en Díaz et al. (2020) para la **cartografía del valor ponderado de conservación de la biodiversidad amenazada** que alberga el territorio.

Este indicador permite establecer de manera sencilla una aproximación al valor de un determinado elemento espacial para la conservación basado en la presencia de especies amenazadas, en función de tres aspectos fundamentales:

1. el **grado de amenaza de las especies**, entendiendo que la presencia de especies más amenazadas implica un mayor valor de conservación del territorio en las que están presentes;
2. el **papel funcional** de cada especie, asociando un mayor valor de conservación a la presencia en el mismo de especies clave o ingenieras de ecosistemas;
3. la **disponibilidad de información** sobre la especie, incrementando el valor del indicador su mejor conocimiento.

A partir de la selección de adecuados listados de especies adecuados, la metodología es aplicable a cualquier ámbito territorial, variando su precisión según el nivel regional de detalle en los conocimientos sobre distribución geográfica, grado de amenaza y biología de las especies consideradas.

### 3.1.1 Selección de especies de estudio

Para el **cálculo del indicador a escala estatal**, se consideran las especies incluidas en los Anexos II, IV y V de la *Directiva Hábitat* (92/43/CEE), expuestas a algún grado de amenaza a escala europea, y las especies incluidas en los anexos de la *Directiva Aves*<sup>7</sup> (2009/147/CE), así como las incluidas en el *Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y Catálogo Español de Especies Amenazadas* (RD 139/2011; en adelante LESRPE-CEEA). Las especies no incluidas en las directivas europeas, pero incluidas en el LESRPE o CEEA cuya distribución no sea exclusiva del territorio nacional, no se contemplan en el estudio.

Si la valoración se realiza a **escala autonómica**, se excluyen las especies que no estén presentes en la correspondiente comunidad autónoma y se añaden aquellas que, sin estar incluidas explícitamente en los anexos de las directivas europeas, son endémicas en dicho territorio y/o se encuentran catalogadas regionalmente como “en peligro” o “peligro crítico”, categorías consideradas de especial relevancia por contemplar criterios relacionados con el riesgo de extinción de especies y su repercusión directa sobre la pérdida de biodiversidad.

### 3.1.2 Asignación de valores a las variables

Las variables a considerar para el cálculo del indicador y los valores atribuibles a dichos parámetros son los siguientes:

**[7]** La metodología de referencia (AEMA, 2014) establece el análisis de biodiversidad a partir de la información disponible de grandes mamíferos, por tratarse de uno de los grupos mejor conocidos. Entre las recomendaciones finales se contempla la integración de información correspondiente a otras especies clave y grupos funcionales.

## Grado de amenaza

Se emplean las **categorías de la UICN** a nivel nacional (EW: extinta en la naturaleza; CR: amenazada en estado crítico; EN: en peligro; VU: vulnerable; NT: Casi amenazada; LC: preocupación menor; y DD: sin datos). El parámetro puede adoptar valores entre 7 (EW) y 1 (DD). Es necesario comentar que DD se utiliza como equivalente a CR o EN en muchos estudios internacionales, ya que las especies con pocos datos a menudo están amenazadas en regiones tropicales poco exploradas y/o con grandes conflictos entre conservación y transformación del paisaje. Sin embargo, este no es el caso de Europa ni de la Península Ibérica, donde se suele contar con evaluaciones sobre las especies amenazadas, excepto para grupos poco estudiados de invertebrados.

Si la evaluación se realiza a nivel autonómico, se consideran las categorías regionales de amenaza; a las especies protegidas por las directivas europeas que no se encuentren amenazadas en el correspondiente territorio se les asignan las categorías NT si son raras a escala europea, o LC si son abundantes o sus poblaciones tienen una tendencia positiva.

## Papel ecosistémico

Esta información se obtiene o deduce a partir de la **revisión de la bibliografía** disponible sobre la biología de cada especie. Se consideran las siguientes categorías:

- **Especies ingenieras** (valor de la variable: 3): Aquellas cuya dinámica afecta a los flujos de materia y energía del ecosistema. El resto de organismos dependen ellas. Por ejemplo, especies forestales en bosques monoespecíficos.
- **Especies clave** (valor de la variable: 2): Especies de depredadores o herbívoros que determinan la diversidad y abundancia de otras especies por su influencia en las redes tróficas. También se incluyen los dispersantes de semillas y las especies facilitadoras para el reclutamiento de las especies dominantes en el sistema. Este hecho les otorga un papel en los sistemas naturales especialmente relevante, más allá de su abundancia, con lo que su seguimiento puede proporcionar información clave sobre dichos sistemas.
- Resto de especies (valor de la variable: 1).

## Disponibilidad y calidad de la información

Atendiendo a la información bibliográfica disponible para cada especie, se establecen cuatro categorías:

- **Seguimientos periódicos y detallados** (valor de la variable: 4). Programas de seguimiento de especies consideradas emblemáticas por su especial fragilidad o grado de amenaza, o la facilidad relativa de su detección, en los que se determina el tamaño total de la población y de su área de distribución y se obtienen estimas globales de los parámetros demográficos que permiten pronosticar su evolución futura (natalidad, mortalidad y movimientos).

- **Censos totales periódicos** (valor de la variable: 3). Estimaciones o censos periódicos y estandarizados del tamaño total de la población, en toda su área de distribución conocida o en una muestra extrapolable al total del área. En el primer apartado se contemplan, por ejemplo, los censos periódicos de plantas amenazadas de distribución muy restringida o de aves escasas o fáciles de censar, y en el segundo el seguimiento de aves comunes reproductoras (Programa SACRE de SEO/BirdLife) o el Inventario Forestal Nacional.
- **Estimaciones totales periódicas** (valor de la variable: 2). Informes sobre el estado de conservación de tipos de hábitat o taxones realizados con una metodología uniforme pero no estandarizada en toda el área de distribución.
- **Revisión de trabajos parciales** (valor de la variable: 1). Atlas y Libros Rojos de especies de distribución amplia y con dificultades metodológicas para su censo (por ejemplo, anfibios y reptiles).

### 3.1.3 Valor del índice y representación espacial a partir del área de distribución

El valor del índice para cada especie se calcula como la suma de los valores de las anteriores tres variables. Para su representación cartográfica se precisa conocer su **área distribución**, disponible en diversas fuentes, por ejemplo, catálogos autonómicos, atlas y libros rojos, etc.

Establecida la distribución, se calcula el sumatorio de los índices de todas las especies presentes en cada unidad geográfica (polígono en formato vectorial o píxel en formato ráster).

Para los casos en los que la resolución de las distribuciones sea pequeña (por ejemplo, cuadrículas UTM de 10 km x 10 km), con el fin de reescalar y disponer de mayor detalle se propone el uso de la cartografía general aplicada para el cálculo de parámetros e indicadores propuestos en la presente guía (máscara cartográfica vectorial o ráster), con el fin de diferenciar entre tipos de hábitat dentro de las cuadrículas. A cada especie presente en la cuadrícula se le asigna uno o varios de los **tipos de hábitat** o rangos altitudinales presentes en la misma, trasladando dicha información a una mayor resolución, por ejemplo 1 km X 1 km o menor, en función de la resolución de la cartografía disponible. En el anexo VIII.1 se presenta un ejemplo de la aplicación de este índice a los reptiles de todo el territorio nacional.

Se dispone así del **valor ponderado de conservación de la biodiversidad amenazada** en cada unidad geográfica, obtenido como la suma de los índices de cada especie presente en la misma que, a su vez, provienen de la adición de valores de las tres variables anteriormente descritas.

Establecidas las áreas en las que el indicador presenta valores más elevados, es posible identificar aquellas de menor extensión, más frágiles por su menor resiliencia,

sensibilidad frente al efecto borde y capacidad de respuesta a perturbaciones, sobre las que priorizar los esfuerzos de conservación/restauración en el contexto de la Infraestructura Verde.

### 3.2 Valores ponderados de rareza de las especies y sus atributos

La **rareza es un aspecto fundamental de la biodiversidad** (Kunin & Gaston, 1993; Gaston, 1994). Se pueden definir como raras aquellas especies que son difíciles de observar o que aparecen pocas veces en los inventarios de biodiversidad. El origen de dicha rareza puede ser debido a que: (i) su distribución geográfica es muy reducida; (ii) tienen poblaciones muy pequeñas; o (iii) sólo aparecen en hábitats muy determinados (Rabinowitz, 1981; Tabla 3.1). La combinación de estas características permite abarcar buena parte de los procesos ecológicos que llevan a una especie a ser rara (Crisfield et al., 2024), y la aparición de una o varias de ellas habitualmente lleva a que estas especies sean objetivo prioritario de conservación.

El marco conceptual identificado por Rabinowitz (1981) y reflejado en la tabla 3.1 puede ser fácilmente extendido a las especies que son endémicas de una región (en el caso de la rareza geográfica), presentan dinámicas poblacionales extremas o sincronizadas (lo que las coloca en riesgo de extinción local), o están muy especializadas en aprovechar un nicho ecológico muy particular aparte del hábitat – se alimentan de recursos muy específicos, están asociadas a especies hospedadoras muy concretas, o son polinizadas por muy pocas especies.

**Tabla 3.1.** Clasificación de tipos de especies raras (adaptado de Rabinowitz, 1981 y Divieso et al., 2024). Los tonos de gris indican grados progresivos de rareza; las únicas especies que no serían raras son aquellas de amplia distribución geográfica, baja especificidad de hábitat, y grandes tamaños poblacionales.

		Distribución geográfica			
		Grande		Pequeña	
		Baja	Alta	Baja	Alta
Tamaño de las poblaciones locales	Especificidad de hábitat				
	Grande, dominante en algún lugar	Localmente abundante, amplia distribución, varios hábitats	Localmente abundante, amplia distribución, específica de hábitat	Localmente abundante, distribución reducida, varios hábitats	Localmente abundante, distribución reducida, específica de hábitat
	Pequeño, nunca dominante	Constantemente escasa, amplia distribución, varios hábitats	Constantemente escasa, amplia distribución, específica de hábitat	Constantemente escasa, distribución reducida, varios hábitats	Constantemente escasa, distribución reducida, específica de hábitat

Pero, además, las especies también pueden ser raras debido a que uno o varios de sus atributos sean inusuales, o a que sean evolutivamente singulares (Faith 1992; Violle et al., 2017; Kondratyeva et al., 2019). Desde un punto de vista funcional, la rareza puede definirse a partir de gremios ecológicos con pocos representantes, o de rasgos funcionales (aquellos que influyen uno o varios aspectos del funcionamiento de un ecosistema; Tilman, 2001) que sean clave para la provisión de servicios ecosistémicos (ver Capítulo 2).

Desde una perspectiva evolutiva, la rareza se asocia a especies pertenecientes a linajes poco diversos dentro de la filogenia, o endémicos de un territorio, lo que refleja su singularidad dentro del árbol de la vida. Por ello, para evaluar la rareza desde una perspectiva integral, más allá del simple recuento de especies escasas o endémicas, es posible aplicar métricas de rareza basadas en rasgos específicos y/o combinaciones de atributos poco habituales, identificando grupos con características únicas o inusuales. Sin embargo, es necesario tener en cuenta que las especies exóticas, sean invasoras o no, pueden poseer rasgos menos comunes o pertenecer a linajes únicos en el territorio analizado, por lo que, en la mayoría de los contextos, no deben considerarse para la identificación de infraestructura verde.

Esta metodología que incluye varios aspectos de la rareza de especies **complementa** a la consideración de especies protegidas, amenazadas o endémicas locales identificadas mediante la metodología expuesta en el apartado 3.1, permitiendo una evaluación más detallada y versátil, adaptada tanto a las necesidades de conservación de las especies, como al mantenimiento de aquellas especies funcionalmente más singulares. Este enfoque multidimensional no solo enriquece el análisis de la diversidad, sino que facilita la priorización de diferentes aspectos de la misma en la definición de la Infraestructura Verde, integrando aspectos ecológicos, evolutivos y de conservación.

### 3.2.1 Identificación de especies raras

Tradicionalmente, para identificar y clasificar **especies raras** en estudios de conservación y ecología se han utilizado las tres dimensiones propuestas por Rabinowitz (1981): **rango geográfico, tamaño poblacional y especificidad de hábitat** (Maciel, 2021). Sin embargo, la rareza puede tener múltiples aspectos, así que en esta Guía consideramos además otras dimensiones. Por un lado, adoptamos una definición más amplia de singularidad ecológica, incorporando la rareza de **rasgos funcionales y grupos funcionales**, al objeto de representar la funcionalidad de los ecosistemas en la selección de Infraestructura Verde. Y por otro, incluimos como un criterio adicional de conservación la rareza o **singularidad evolutiva**, utilizando como indicadores la clasificación taxonómica y/o las filogenias de los grupos incluidos en la evaluación – incluyendo de este modo las especies pertenecientes a linajes poco diversos o filogenéticamente distintivos dentro de los criterios de la Infraestructura Verde. En esta sección describimos los datos necesarios para evaluar cada una de estas cinco dimensiones. Como se ha comentado antes, en el criterio las especies exóticas o invasoras no son adecuadas para la implementación de infraestructura verde, y por lo tanto estos cálculos deben restringirse a especies autóctonas.

## Rareza geográfica

La rareza geográfica se calcula a partir de datos sobre el **tamaño del área de distribución** de las especies. Cuanto menor sea dicha área, más rara será la especie. El tamaño del área de distribución se puede obtener de dos tipos de fuentes (ver Hortal, 2008):

- Los **atlas de distribución** consisten en mapear los registros de la presencia de las especies en un mapa, típicamente sobre cuadrículas de una resolución determinada (habitualmente de 10 x 10 km para territorios grandes como es el caso de la España peninsular). Pertenecen a esta categoría tanto los inventarios nacionales y regionales – como el Inventario Español de Especies Terrestres realizado por el MITECO<sup>8</sup>, como los provenientes de registros de ocurrencia compilados en grandes bases de datos o redes de información sobre biodiversidad, entre las que destaca la *Global Biodiversity Information Network* (GBIF)<sup>9</sup>.
- Los **mapas de rango de distribución** (o *range maps*) son representaciones geográficas que delimitan el área de presencia de una especie mediante polígonos, elaborados a partir de fuentes como guías de campo, revisiones taxonómicas o la opinión de expertos. A diferencia de los datos de atlas, que suelen tener una resolución más fina, los mapas de rango suelen ser confiables a una resolución más gruesa, generalmente a escala de cuadrículas de 1º x 1º (aproximadamente 100 x 100 km a la latitud de España). Esta resolución permite obtener una cobertura geográfica amplia, lo que los convierte en la herramienta más utilizada para evaluar patrones de distribución de la biodiversidad a grandes escalas, especialmente en regiones donde no existen inventarios detallados o sistemáticos (Hortal, 2008).

[8] Disponible en <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/bdn-ieet-default.html>

[9] Disponible en <https://www.gbif.org/>

El **cálculo del tamaño del área de distribución** varía entre los dos tipos de datos. En el caso de los datos de atlas se calcula como el número de cuadrículas con registros de ocurrencia de la especie – es decir, con presencias documentadas. Mientras que en el caso de los mapas de rango el tamaño se calcula directamente como el área del polígono de la distribución de la especie, o la suma de los diferentes polígonos en el caso de especies con distribuciones disyuntas. El uso de un tipo de información u otro dependerá tanto de la disponibilidad de datos, como de su calidad. La ventaja principal de los mapas de rango radica en su capacidad para ofrecer una visión suficientemente detallada como para captar diferencias en la distribución de las especies, pero lo bastante general como para evitar sesgos derivados de la falta de datos precisos o la heterogeneidad en el esfuerzo de muestreo. Los datos de atlas, por el contrario, ofrecen una información mucho más detallada, y evitan el problema de que partes de los polígonos de los mapas de rango no albergan especies, con el coste de que las diferencias en el esfuerzo de muestreo y los sesgos en detectar unas especies u otras provocan que habitualmente no incluyan todas las poblaciones de las especies (Hortal, 2008). Para algunos grupos, como los vertebrados y las plantas forestales, la existencia de inventarios estandarizados para el territorio nacional hará más fiables los datos de atlas. Mientras que, para otros grupos, como invertebrados, plantas herbáceas o musgos (Ronquillo *et al.*, 2020), esta cobertura puede ser insuficiente. En el anexo VIII.2 se presenta un ejemplo de su aplicación a los cuatro grupos de vertebrados tetrápodos en el territorio nacional, a partir de datos de atlas procedentes del Inventario Español de Especies Terrestres (IEET) elaborado por el MITECO.

## Rareza demográfica

La **abundancia, o número de individuos**, de las especies es una dimensión clave de la rareza. Cuando menores son las poblaciones de las especies, mayor es su rareza demográfica. Es un aspecto crítico en conservación, ya que las especies con poblaciones reducidas suelen enfrentar un mayor riesgo de extinción debido a su vulnerabilidad ante perturbaciones ambientales, estocasticidad demográfica o pérdida de diversidad genética. Aunque las estrategias ecológicas y demográficas de las especies pueden diferir (por ejemplo, entre micromamíferos y carnívoros o entre herbáceas y árboles), la baja abundancia es un indicador claro de prioridad de conservación, ya que refleja una capacidad limitada para recuperarse ante cambios o amenazas.

Para evaluar la rareza demográfica es fundamental utilizar inventarios estandarizados de abundancia, como el ya citado Inventario Español de Especies Terrestres realizado por el MITECO para todo el territorio nacional, inventarios regionales realizados por las Comunidades Autónomas, o inventarios locales en los casos en los que se pretenda desarrollar Infraestructura Verde a nivel de municipios, mancomunidades, o áreas protegidas donde exista conflicto entre actividades humanas y objetivos de conservación. Los datos de abundancia provenientes de estos inventarios permiten sumar el número de individuos observados o estimados en diferentes localidades, obteniendo así una estimación de la abundancia total en el área de interés que puede compararse entre especies (ver apartado 3.2.2). Este índice permite identificar especies demográficamente raras y, por tanto, incluirlas como objetivo durante la creación de Infraestructura Verde, de cara a garantizar su persistencia.

## Rareza ecológica

La rareza ecológica es una consecuencia directa de la especialización, y se puede medir directamente como la **amplitud de nicho de las especies** en una dimensión determinada. Mientras que las especies generalistas ocupan condiciones ambientales muy diversas y/o son capaces de utilizar un rango amplio de recursos o hábitats, las especialistas presentan una amplitud de nicho estrecha en alguna dimensión, lo que las hace más sensibles a cambios en el entorno o los recursos disponibles, limitando por tanto su distribución y el tamaño de sus poblaciones. Por lo tanto, cuanto más estrecha sea la amplitud de nicho de una especie (es decir, cuanto más pequeña sea su valencia ecológica), mayor será la rareza ecológica de una especie. La rareza ecológica se ha cuantificado tradicionalmente mediante:

- **Especificidad de hábitat**, siguiendo la propuesta de Rabinowitz (1981). A partir de una clasificación de tipos de hábitat diferentes, se cuantifica cuántos tipos utiliza la especie, bien a partir de estudios específicos, bien mediante la superposición de las observaciones de la especie o de sus zonas de cría con mapas de tipos de hábitat.

Esta definición se puede extender a zonas bioclimáticas, tipos de litología, o microhábitats específicos, en función del grupo de especies que se esté estudiando. Por ejemplo, un mapa litológico o edafológico puede ser adecuado para identificar

los tipos de hábitat utilizados por especies de herbáceas –que a veces muestran especialización hacia ciertos tipos de suelos. O un mapa de usos del suelo puede serlo para algunas especies de aves, aunque para algunas pueda ser preciso identificar la existencia del tipo de estructuras que utilizan para nidificar como una clase de hábitat. Una vez que se tiene una clasificación de hábitats aplicable a todo el grupo considerado en la evaluación de IV, la especificidad de hábitat se mide simplemente como el número de hábitats utilizados por la especie.

A pesar de que la facilidad de medir la especificidad de hábitat la convierte en un criterio operacionalmente adecuado para el uso de indicadores de rareza, hay otros tipos de especialización ecológica que puede ser interesante incluir en el diseño de la Infraestructura Verde. Por eso, en esta Guía incorporamos otras dimensiones de amplitud de nicho:

- **Número de especies hospedadoras** en el caso de organismos simbioses (como parásitos, mutualistas o comensales), donde una baja diversidad de hospedadores indica un alto grado de especialización y, por tanto, una mayor rareza ecológica.
- **Amplitud del nicho trófico**, considerando aquellas especies que dependen de un conjunto limitado de recursos alimenticios.
- **Diversidad de polinizadores**, para plantas con flor.

En todos los casos, cuanto menor sea el número de hospedadores, fuentes de alimento o polinizadores, mayores serán tanto la rareza ecológica de la especie como su vulnerabilidad, especialmente en contextos de cambio global como el actual, marcados por el declive de muchas especies – como por ejemplo los polinizadores (Traveset, 2025). Al igual que en el caso de la rareza de hábitat, la rareza de hospedadores, la rareza trófica o la rareza de polinizadores se pueden medir mediante el conteo del número de especies (o grupos de especies) hospedadoras que utiliza cada especie, la cantidad de tipos diferentes de alimentos que es capaz de aprovechar de manera eficiente, o el número de especies diferentes que son capaces de polinizar sus flores. Ejemplos serían la cantidad de especies de plantas hospedadoras sobre las que una especie de mariposa coloca sus huevos, el número de tipos diferentes de presa de los que es capaz de alimentarse un ave rapaz, o la cantidad de especies que se ha observado que visitan las flores de un arbusto. Dado la posible dependencia de otras especies, para los tres tipos de indicadores de rareza puede ser interesante en algunos casos tener en cuenta no tanto el número total de especies hospedadoras, recursos tróficos o polinizadores que se han documentado para la especie, sino tan sólo aquellas presentes en la región.

## Rareza funcional

La adopción de indicadores de rareza funcional en la evaluación del valor de la Infraestructura Verde pretende representar aquellos **rasgos o gremios ecológicos que sean singulares o poco frecuentes** en una región o paisaje, bajo la premisa de que preservarlos permitirá mantener sus funciones ecológicas (Walker, 1995). Cuanto mayor sea el número de especies que presenten rasgos similares, mayor será su redundancia

ecológica, y por lo tanto menor su singularidad. Como su objetivo es identificar la singularidad funcional de las especies, la rareza funcional puede calcularse de dos maneras, a partir de la frecuencia de especies pertenecientes a; (1) diferentes grupos funcionales; o bien (2) las diferentes clases en las que se divida la variación de rasgos funcionales específicos.

Los **grupos funcionales** –también conocidos como gremios ecológicos (*functional guilds*)– son conjuntos de especies que comparten una forma similar de explotar los recursos del ambiente o que desempeñan un papel equivalente en los procesos ecológicos (Simberloff y Dayan, 1991). Es decir, que una función ecológica similar, tanto a partir de la respuesta de las especies a su entorno (grupos de respuesta funcional), como a partir de su impacto en los procesos ecosistémicos (grupos de efecto funcional). Por ejemplo, en una cadena trófica dulceacuícola, los peces que se alimentan de detritos y los descomponen o aquellos que pastan sobre algas forman gremios funcionales distintos, cada uno con un rol específico en el funcionamiento del ecosistema. Las clasificaciones de grupos funcionales permiten representar de manera simple la estructura y la resiliencia de las comunidades biológicas, ya que perder todos los representantes de uno de ellos puede afectar de manera significativa varios procesos ecológicos y, en última instancia, alterar la estabilidad y el funcionamiento de los ecosistemas. Por lo tanto, los grupos funcionales representados por una o muy pocas especies en un territorio merecen una atención prioritaria en conservación.

El **cálculo de la rareza de grupos funcionales** depende de dos pasos, identificar dichos grupos o gremios, y calcular su frecuencia relativa. Muchas veces es posible obtener la clasificación de especies en grupos funcionales a partir de la literatura científica. Sin embargo, cuando esta información no esté disponible, es posible realizar una clasificación a partir de unos pocos rasgos o atributos clave de las especies. Entre los rasgos más utilizados destacan: (1) su tamaño de cuerpo o capacidad de procesar o generar biomasa; (2) el lugar en el que se encuentran dentro de un hábitat; y (3) su dieta o los recursos que utilizan o producen. Por ejemplo, Rodríguez *et al.* (2006) clasifican las especies de mamíferos de acuerdo a su tamaño corporal (micromamíferos, pequeños, medianos, grandes), el uso tridimensional del espacio (con categorías como acuático, arbóreo, terrestre y fosorial o subterráneo), y la dieta (como rumiantes, herbívoros no rumiantes, omnívoros o depredadores). Estos grupos pueden definirse a priori, es decir, a partir de conocimiento previo y criterios establecidos por expertos, lo que permite una clasificación clara y basada en la literatura existente. Pero alternativamente también es posible emplear análisis multivariados para agrupar a las especies según la similitud en sus rasgos funcionales, identificando grupos de manera objetiva y cuantitativa. Aunque ambos enfoques son complementarios, por criterios prácticos en esta Guía recomendamos clasificar grupos funcionales simplemente mediante el cruce de las diferentes clases (de tamaño, alimentación o uso del espacio). Utilizando el ejemplo de los mamíferos, serían grupos funcionales agrupamientos como micromamíferos omnívoros fosoriales (para el topo) o depredador mediano acuático (para la nutria). Una vez obtenida la clasificación en gremios, la rareza funcional se calcularía como la frecuencia en cada grupo funcional de las especies presentes en la región.

Si lo que se desea es realizar una evaluación de la Infraestructura Verde más detallada, o promover la preservación de algunas funciones ecológicas determinadas, es posible representar la rareza funcional a partir de los **rasgos funcionales** (o *functional traits* en inglés). Los rasgos funcionales son características morfológicas, fisiológicas o fenológicas de un organismo que pueden medirse a nivel individual, desde la célula hasta el organismo completo (Violle et al., 007). Estas características no son simples atributos descriptivos, sino que o bien están directamente relacionadas con el éxito biológico (*fitness*) del individuo, o bien afectan directamente al éxito de otros individuos (de la misma u otras especies), o bien influyen en procesos ecosistémicos clave. Las variaciones en los rasgos funcionales pueden afectar a procesos clave como el crecimiento, la reproducción y la supervivencia, o contribuir a los ciclos de materia y de nutrientes o a la propia arquitectura del paisaje. En otras palabras, los rasgos funcionales son atributos de los individuos (o de sus colonias) que tienen un impacto en cómo un organismo interactúa con su entorno, adquiere recursos, responde a perturbaciones o contribuye a los procesos ecológicos del ecosistema. Se consideran funcionales rasgos como la altura de una planta, el tamaño de sus semillas, su tasa fotosintética o tipo de hoja, o en animales la tasa metabólica, el tamaño corporal, el régimen alimenticio, o incluso diversos aspectos del comportamiento. Estos atributos determinan la capacidad de adaptación, competencia y persistencia de las especies en su hábitat, así como la estructura y el funcionamiento de las comunidades ecológicas. Por lo tanto, son un indicador muy útil de la capacidad de las comunidades de proporcionar servicios ecosistémicos, así como de su respuesta potencial a cambios o perturbaciones ambientales.

Una característica fundamental de los rasgos funcionales es que cuanto mayores son tanto su diversidad, como la variabilidad de cada rasgo en particular dentro de un conjunto de especies, mayor será la capacidad de la comunidad ecológica que forman de mantener su funcionamiento a lo largo del tiempo y bajo diferentes condiciones (Cadotte et al., 2011; Frainer et al., 2014; Song et al., 2014; Pênhairo-Silva et al., 2025). Es decir, que cuanto mejor preservada esté la variabilidad de rasgos funcionales en una región o un paisaje, mayor será su capacidad para mantener su provisión de servicios ecosistémicos en años con diferentes condiciones ambientales y bajo diferentes impactos de cambio global. La Infraestructura Verde puede jugar un papel fundamental en preservar aquellas especies que presentan los valores de rasgos funcionales más raros, o las combinaciones más raras de estos rasgos, de valores, asegurando así el mantenimiento de la variabilidad de soluciones funcionales en el territorio.

Determinar la rareza de qué rasgos funcionales se quiere incluir en la selección de áreas para Infraestructura Verde es un paso fundamental, ya que debe buscar un equilibrio entre la representatividad de diferentes funciones ecológica y la simplicidad analítica. Utilizar un número excesivo de rasgos puede generar conjuntos de datos poco redundantes, con muchas especies que tienen valores raros para algún u otro rasgo, pero que sean difíciles de interpretar y manejar. Mientras que un número demasiado reducido de rasgos puede no capturar toda la complejidad funcional de la comunidad que sería interesante tener en cuenta. Por ello, es fundamental elegir rasgos que sean funcionalmente importantes y, especialmente, que sean relevantes para los objetivos de la Infraestructura Verde. Es decir, es recomendable elegir aquellos rasgos que estén directamente vinculados a los procesos ecológicos clave que se pretende preservar

en cada territorio. Esos procesos clave pueden estar relacionados, entre otros, con la producción de recursos, la resistencia a perturbaciones o erosión, la bioacumulación de compuestos tóxicos, el mantenimiento de redes tróficas complejas, la provisión de agua limpia o incluso la provisión de servicios ecosistémicos recreacionales — fomentando por ejemplo rasgos que generen belleza paisajística, especies vistosas y zonas de sombra. Dependiendo del contexto, puede ser interesante utilizar indicadores de la rareza de rasgos relacionados con uno, varios, o todos esos procesos.

Para **calcular la rareza de rasgos funcionales** primero es necesario agrupar sus valores en clases homogéneas, para luego medir la frecuencia (número de especies) en cada una de esas clases. Esto es debido a que el valor de los rasgos funcionales no tiene una relación directa con su rareza. Una especie es rara porque sus rasgos son infrecuentes, no porque, por ejemplo, sus semillas sean más pequeñas, o porque su pico sea robusto y curvado. Por lo tanto, para rasgos que se miden de manera cuantitativa, como el tamaño, el *Leaf Area Index* o la carga alar es necesario dividir el rango de variación total en el rasgo en intervalos homogéneos. La decisión de cuantas clases utilizar depende de la diversidad del grupo en la región estudiada: para grupos con menos de 30 especies lo ideal es utilizar tan sólo 5 clases; entre 30 y 100 se pueden utilizar 10 clases, y a partir de 100 especies se pueden utilizar 20 clases, asegurando así que se identifican aquellos conjuntos de valores del rasgo que son menos comunes. La rareza funcional en ese rasgo se medirá a partir de la frecuencia de las especies en cada clase (ver apartado 3.2.2). Cuando el rasgo es cualitativo (por ejemplo, tipos de comportamiento o clases de pico), este cálculo de frecuencia se aplica directamente a cada una de las clases de este rasgo. En el anexo VIII.2 (b) se utilizan los dos tipos de rasgos (cualitativos y cuantitativos) para crear indicadores de rareza funcional para los mamíferos no voladores y los anfibios peninsulares, obteniendo la distribución de las especies a partir de datos de atlas procedentes del Inventario Español de Especies Terrestres (IEET) elaborado por el MITECO, y sus rasgos funcionales a partir de bibliografía especializada y bases de datos de acceso público.

### **Rareza taxonómica y filogenética**

La rareza taxonómica o filogenética se refiere a la **singularidad evolutiva de una especie**, estimada a partir de la clasificación jerárquica que proporcionan las categorías taxonómicas tradicionales (como géneros o familias), o los clados de una filogenia cuando está disponible. Una especie se considera evolutivamente rara desde esta perspectiva cuando pertenece a un género, familia o clado poco diverso, o bien en el territorio estudiado, o bien a escala global. Es decir, cuando está representada por pocas especies dentro de esa región. Esto refleja su singularidad evolutiva, ya que la pérdida de estas especies podría implicar la desaparición de linajes únicos o de una parte significativa de la historia evolutiva.

Para **calcular la rareza taxonómica o filogenética**, se sigue un enfoque similar al utilizado para la rareza funcional en grupos o gremios. Primero, se agrupa a las especies en sus respectivas categorías taxonómicas o clados filogenéticos, para un nivel determinado (por ejemplo, género o familia) que depende del grado de singularidad que se pretende preservar. Posteriormente, la rareza se cuantifica como la frecuencia relativa de especies dentro de cada categoría: aquellos géneros, familias o clados

con pocas especies presentes en la región se considerarán más raros. Por ejemplo, una especie que es la única representante de su género en una región tendrá una alta rareza taxonómica, mientras que una especie perteneciente a un género con muchas especies presentes tendrá una rareza menor.

### 3.2.2 Cálculo de índices de rareza

La rareza en una comunidad puede cuantificarse mediante dos tipos de índices, cada uno con sus propias ventajas y aplicaciones. La manera más simple es contabilizar el **número de especies raras**, un método directo que identifica y cuenta las especies que cumplen un criterio predefinido de rareza (por ejemplo, las que se encuentran en el primer cuartil de abundancia o distribución geográfica; Gaston, 1994). Esta aproximación más sencilla puede ser útil para evaluaciones rápidas, comparaciones entre áreas muy diferentes, identificación de áreas prioritarias de conservación – ya que albergan más especies raras, y/o para casos en los que la información sobre las especies o sus atributos sea deficiente o incompleta – ya que permite realizar asunciones de qué especies pueden ser raras a partir de datos incompletos. Sin embargo, puede ser menos sensible a la variabilidad interna de las comunidades locales dentro del territorio estudiado, especialmente para grupos con pocas especies.

Un método más elaborado es calcular **la rareza media por especie**, un índice que calcula un valor de rareza relativa para cada especie en función de un atributo concreto, para luego promediar estos valores obteniendo una medida de la rareza de una comunidad ecológica o conjunto de especies. Este segundo tipo de enfoque ofrece mayor precisión, ya que considera el **grado de rareza de todas las especies**, además de poder aplicarse a diferentes niveles de organización biológica, como la estructura taxonómica (grado de singularidad de las especies en función de géneros o familias), funcional (a partir de la frecuencia de gremios o grupos funcionales, o de rasgos como el tamaño corporal o el tipo de hojas), además de permitir incorporar dimensiones de especialización ecológica como la amplitud de nicho trófico, de hábitat, o de hospedadores. Mientras que el primer método es más intuitivo y fácil de interpretar, el segundo proporciona una visión más integral, permitiendo incorporar múltiples descriptores de rareza según los objetivos del estudio. La elección de uno u otro dependerá, por lo tanto, de la calidad de los datos disponibles, y de la complejidad (o no) que impongan los objetivos que se pretenden alcanzar con la Infraestructura Verde.

Además, un aspecto clave de la rareza es que siempre es relativa, es decir, depende siempre del contexto en que se aplique. Las especies son raras, o no, o tienen un grado determinado de rareza, en función del conjunto de especies con las que se las compare. Una especie endémica de una provincia puede ser considerada rara a escala de la Península Ibérica, pero no es raro encontrar especies endémicas dentro de una flora tan singular como la de las Islas Canarias. Por ello, para identificar a una especie como rara o determinar su grado de rareza primero es importante definir el **pool regional de especies**; es decir, el elenco o conjunto de especies presentes en el inventario de una región. Para calcular el indicador **a escala estatal**, este *pool* de especies correspondería al conjunto de todas las especies del grupo o grupos de interés presentes en el territorio nacional. De la misma manera, para hacerlo a **escala**

**autonómica**, este *pool* correspondería al inventario total de especies que habitan el territorio de dicha Comunidad Autónoma, obtenido bien a través de datos generados por la propia Comunidad Autónoma, bien a partir de la extracción de los datos del inventario nacional para el territorio de estudio. Finalmente, para calcular la rareza a **escala local**, dentro de un municipio, un área protegida, un paisaje, o incluso una parcela, la elección del *pool* regional dependerá del propósito del análisis. Si, por ejemplo, se pretenden identificar las mejores áreas para proporcionar Infraestructura Verde que mantenga los servicios ecosistémicos dentro de un municipio, será necesario utilizar datos sobre los rasgos funcionales del *pool* de especies presentes en dicho municipio para calcular la rareza – ya que se pretende preservar aquellos lugares que alberguen tipos de rasgos menos comunes. Mientras que, si se pretende identificar áreas que preserven poblaciones de especies endémicas o de distribución restringida, deberá hacerse a partir de sus tamaños de distribución a escala regional o incluso continental – ya que las especies de amplia distribución que ocupen áreas reducidas dentro del municipio no serían un objetivo primordial de conservación. Finalmente, es importante resaltar que, a efectos de calcular valores de rareza para identificar infraestructura verde, es necesario descartar las especies exóticas e invasoras de los cálculos tanto del conjunto de especies locales como del *pool* regional. Además de su falta de valor de conservación, por su carácter alóctono pueden ostentar valores elevados de rareza en aspectos funcionales o evolutivos, por lo que, si fueran consideradas en el *pool* regional o local de especies, podrían distorsionar de manera significativa los valores de rareza calculados para las especies autóctonas.

### Número de especies raras

Gaston (1994) sugiere **adoptar el primer cuartil de abundancia o rango geográfico como umbral para definir especies raras**. Esta decisión operacionalmente pragmática ha permitido uniformizar los estudios sobre rareza y facilitar la comparación entre diferentes contextos. Esta propuesta se basa en la idea de que las especies en este cuartil representan el 25% menos abundante o con el rango geográfico más restringido, lo que las hace especialmente relevantes para la conservación debido a su mayor vulnerabilidad (Gaston 1998; 2008). Por ello, para determinar el **número de especies raras** en cada localidad dentro de una región se sigue un procedimiento basado en la distribución de la rareza de las especies presentes en el *pool* regional.

Primero, se ordenan de menor a mayor todas las especies de la región según el atributo de interés; por ejemplo, en los atributos de la tabla 3.1 serían su abundancia total en el censo regional (o la relativa en la media de los censos), el tamaño de su área de distribución, o el número de tipos de hábitat diferentes que utiliza la especie. Posteriormente, se identifica el primer cuartil de esta distribución, es decir, el valor de abundancia que se corresponde al 25% de las especies menos abundantes, el tamaño de área que se corresponde al 25% de las especies con menor área de distribución, o el número de hábitats que se corresponde al 25% de las especies que utilizan menos hábitats. Estas especies, que se encuentran en este primer cuartil, son clasificadas como especies raras. Una vez delimitado este grupo, el número de especies raras se obtiene simplemente contando cuántas especies caen dentro de este primer cuartil. Por ejemplo, en las especies de la tabla 3.2, el primer cuartil se correspondería con las especies con cuatro individuos o menos; como en este caso hay tres especies con

estas características, serían identificadas las tres como raras, en lugar de las dos que se corresponderían con el 25%. Este método permite estandarizar la clasificación de rareza y facilita la comparación entre diferentes áreas o estudios, ya que se basa en un criterio estadístico simple, claro, y reproducible.

### Rareza media de un conjunto de especies

Siguiendo la propuesta de Rabinowitz (1981), otros autores han propuesto utilizar índices de rareza a nivel de comunidad basados en medir el grado de rareza de cada especie (Dennis et al., 2000; Borges et al., 2000; Fattorini, 2006). El índice de **rareza media por especie a nivel de comunidad** permite comparar el grado de rareza de diferentes ensamblajes o ecosistemas, asignando a cada especie un valor de rareza relativa en función de su demografía, su distribución, o sus atributos ecológicos o evolutivos. En lugar de asumir que hay especies raras y especies que no lo son, este índice asume que la rareza no se limita a algunas especies, sino que todas las especies presentan un grado de rareza en relación con las especies más extendidas o con los atributos más comunes dentro del mismo *pool* regional – que serían las menos raras. Esto implica que la rareza no se evalúa de manera absoluta, sino en relación con las características de las especies más comunes o extendidas dentro de la región o comunidad autónoma. Por ejemplo, si se utiliza la abundancia o el tamaño del área de distribución como atributo, se asigna un valor de rareza a cada especie que es proporcional a su posición relativa respecto a la especie con el valor máximo (la más abundante o con mayor área de distribución).

Debido a las características de los diferentes atributos que se pueden utilizar para describir la rareza, es necesario ajustar el cálculo del **valor de rareza relativa de cada especie** según la distribución estadística de dichos atributos, y de si se trata de valores directos (como abundancia o número de hábitats utilizados) o de frecuencia de clases de atributos (como tipos de pico, o clases de tamaño).

Dado que atributos como la abundancia o el tamaño del área de distribución suelen seguir una distribución lognormal (o similar), el cálculo de la rareza se realiza utilizando una escala logarítmica (de base 10). En estos casos, la rareza de una especie se calcula como:

$$1 - \left( \frac{\log(\text{valor del atributo de la especie})}{\log(\text{valor máximo del atributo en el pool regional})} \right)$$

Por ejemplo, si una especie tiene un área de distribución de 100 km<sup>2</sup> y la especie con mayor área de distribución en la región tiene 10.000 km<sup>2</sup>, su rareza relativa se calcularía como

$$1 - \left( \frac{\log(100)}{\log(10.000)} \right) = 1 - (2/4) = 1 - 0,5 = 0,5$$

Mientras que una especie cuya área de distribución es de 500 km<sup>2</sup> tendría una rareza relativa menor, de 0,32 (1 - (2,70/4) = 1 - 0,68). La tabla 3.3 muestra otros ejemplos de cálculo de rareza demográfica (basada en abundancias).

En cambio, cuando los valores de frecuencia de las clases de un atributo no siguen una distribución lognormal, sino normal, bimodal o uniforme (como en el caso del número de hábitats utilizados, las clases del tamaño corporal de los anfibios o las clases del leaf area index de los arbustos), la rareza se calcula de manera directa, utilizando la proporción lineal:

$$1 - \left( \frac{\text{(valor del atributo de la especie)}}{\text{(valor máximo del atributo en el pool regional)}} \right)$$

De esta manera, una especie que tiene un elevado grado de especialización ecológica y sólo es capaz de utilizar un tipo de hábitat, mientras la especie más generalista utiliza doce, su rareza relativa sería de 0,92 ( $1 - 1/12 = 1 - 0,08$ ). Y una especie que utiliza cuatro tipos de hábitats tendría una rareza relativa de 0,66 ( $1 - 4/12$ ).

Finalmente, cuando los atributos de la especie han tenido que ser agrupados en clases, como en el caso de la rareza de rasgos funcionales (ver apartado anterior) el cálculo de la rareza relativa por especie se hace en función de la frecuencia de la clase a la que pertenece dentro del *pool* regional, utilizando también la proporción lineal:

$$1 - \left( \frac{\text{frecuencia de la clase del atributo de la especie en el pool regional}}{\text{valor máximo de frecuencia de una clase de atributo en el pool regional}} \right)$$

En este caso, para una especie de ave con una clase de pico que sólo tiene otra especie dentro del *pool* regional, mientras que 20 especies presentan la clase de pico más común, la rareza relativa será 0,9 ( $1 - 2/20$ ). Y las 12 especies de aves que compartan otra clase de pico tendrán todas una rareza relativa de 0,4 ( $1 - 12/20$ ).

Una vez se obtienen los valores de rareza relativa para cada especie, se calcula la rareza media como el **promedio de los valores de rareza de todas las especies en cada comunidad local**. Este valor refleja cuán rara es, en promedio, la biodiversidad de un conjunto de especies en comparación con el *pool* regional. Por ejemplo, en una región cuyos inventarios reflejen los valores de abundancia descritos en la Tabla 3.2, una localidad que albergue a las especies a, b, c, d y e tendrá una rareza demográfica media de 0,37 ( $RD_{total} = \text{media} (RD_a + RD_b + RD_c + RD_d + RD_e) = (0+0,74+0,49+0,49+0,15)/5$ ), mientras que otra que albergue a las especies e, f, g y h tendrá una rareza media de 0,23 ( $0,15+0,28+0,08+0,41/4$ ). La segunda localidad es, en promedio, menos rara que la primera a pesar de que esta alberga a la especie más común de la región.

Este enfoque permite no solo identificar qué especies son raras, sino también comparar la rareza entre diferentes comunidades o sitios, facilitando la priorización de áreas para la conservación o el estudio de patrones ecológicos. Además, al ser relativo, evita sesgos derivados de diferencias absolutas en abundancia o distribución entre regiones. Esto permite estandarizar la rareza en función de la distribución natural de los datos, facilitando comparaciones entre comunidades. Al promediar los valores de rareza de todas las especies, se obtiene un índice de rareza media a nivel local, que refleja cuán rara es, en promedio, la biodiversidad de cada conjunto local de especies.

Especie	Abundancia	Rareza demográfica (RDsp)	Amplitud de hábitat	Rareza de hábitat (RHsp)	Clase de tamaño	Rareza de tamaño (RTsp)
a	15	0 (1 - log(15)/log(15))	12	0 (1 - 12/12)	A (<100 g)	0 (1 - 3/3)
b	2	0,74 (1 - log(2)/log(15))	2	0,83 (1 - 2/12)	E (45-90 Kg)	0,66 (1 - 1/3)
c	4	0,49 (1 - log(4)/log(15))	1	0,92 (1 - 1/12)	D (10-45 kg)	0,66 (1 - 1/3)
d	4	0,49 (1 - log(4)/log(15))	5	0,58 (1 - 5/12)	B (0,1-1 kg)	0,66 (1 - 1/3)
e	10	0,15 (1 - log(10)/log(15))	1	0,92 (1 - 1/12)	C (1-10 kg)	0,33 (1 - 2/3)
f	7	0,28 (1 - log(7)/log(15))	3	0,75 (1 - 3/12)	C (1-10 kg)	0,33 (1 - 2/3)
g	12	0,08 (1 - log(7)/log(15))	7	0,42 (1 - 7/12)	A (<100 g)	0 (1 - 3/3)
h	5	0,41 (1 - log(7)/log(15))	7	0,42 (1 - 7/12)	A (<100 g)	0 (1 - 3/3)

**Tabla 3.2.** Cálculos del grado de rareza por especie para diferentes atributos de un conjunto (pool regional) de ocho especies. Cuanto mayores sean los valores del índice, mayor es la rareza de la especie para ese atributo (demografía, amplitud de hábitat o clase de tamaño de cuerpo). En el caso de la Rareza demográfica (RDsp), para todas las especies se utilizan los valores totales de abundancia del censo dentro de la región o comunidad autónoma de interés; para cada especie, se divide el logaritmo en base 10 de la abundancia total de cada especie por el logaritmo de la abundancia de la especie con mayor número de individuos, y este valor se le resta a 1. En el caso de la Rareza de hábitat (RHsp), que sigue una distribución normal, no es necesario estandarizar por el logaritmo por lo que se divide el número de hábitats utilizados por cada especie por la amplitud máxima de hábitat en la región. Mientras que en el caso de la Rareza de tamaño (RTsp), los cálculos se realizan a partir de la frecuencia de cada clase de tamaño, siendo la más común la clase A, que presenta 3 especies en la región.

Este método es especialmente útil para priorizar áreas de conservación o analizar patrones ecológicos, ya que considera tanto la rareza absoluta como la estructura de distribución de los atributos.

### Integrando diferentes dimensiones de la rareza

Una vez que se han calculado diferentes índices de rareza para un conjunto de localidades, basados en diferentes atributos, puede ser necesario unificar sus valores en uno solo, que nos permita elegir aquellos lugares más adecuados para ser incluidos en la red de Infraestructura Verde, de manera que cubran diferentes dimensiones de la rareza. Una manera sencilla de generar dicho índice es, simplemente, calcular la media de todas las dimensiones de rareza, bien a partir del número de especies raras seleccionadas a partir de diferentes atributos, bien a partir de los valores de rareza media a nivel de comunidad obtenidos a partir de dichos atributos. Por ejemplo, Maciel (2021) unifica los valores de rareza en las tres dimensiones propuestas por Rabinowitz (1981) – distribución, tamaño poblacional y especificidad de hábitat, aunque realiza dicha unificación a nivel de especie. Aunque los resultados de hacer dicha agrupación de dimensiones primero a nivel de especie son numéricamente similares a hacerlo a nivel de comunidades, en esta Guía recomendamos usar el primer nivel, con el objeto de tener un mayor conocimiento de los diferentes grados de rareza de las especies en cada una de esas dimensiones. Si se pretende dar mayor relevancia a un tipo de rareza u otro, también se es posible aplicar pesos a la hora de calcular la rareza. O, incluso,

es posible escoger lugares clave para diferentes dimensiones de la rareza una a una, identificando como Áreas Clave o Áreas Importantes (ver Tabla 3.3 más abajo) aquellas con valores elevados en al menos una dimensión.

### 3.3 Determinación de áreas clave para la conservación de la biodiversidad

A partir de los resultados obtenidos tras la aplicación de las dos metodologías anteriores se establecerán los **intervalos de valores** de cada indicador que permitan identificar las **áreas clave para la conservación de la biodiversidad**.

Como en el caso del análisis correspondiente a la provisión de servicios de los ecosistemas, la calibración y asignación final de rangos dependerá de la distribución de los valores obtenidos y de los objetivos de gestión de las administraciones responsables. Tendrán así carácter específico, atendiendo a las prioridades que se establezcan, pudiendo aplicarse diferentes criterios para su definición, como los umbrales naturales (*natural breaks* o *Jenks*) o la clasificación en cuantiles (Tabla 3.3).

**Tabla 3.3.** Clasificación de áreas para la conservación de la biodiversidad.

BIODIVERSIDAD (B)	
Áreas clave para la conservación de la biodiversidad	B3
Áreas importantes para la conservación de la biodiversidad	B2
Resto del territorio	B1

Si se utiliza únicamente el valor de conservación de especies amenazadas, el valor del indicador para cada área corresponderá con la suma de los valores de las especies presentes en ella (ver apartado 3.1.2). Si se utilizan únicamente criterios de rareza, los valores del indicador se corresponderán con la media de las rarezas en las dimensiones consideradas (ver apartado 3.2.2). Pero si se quiere tener en consideración ambos tipos de indicadores, será necesario ordenar las áreas en función de los valores para cada tipo de indicador, e identificar clases separadas para cada criterio a partir de umbrales naturales o cuantiles, clasificando como Áreas Clave en la Tabla 3.3 todas aquellas que se encuentren en la primera clase o cuantil en al menos una de los dos indicadores, y como Áreas importantes aquellas que se encuentren en la segunda clase de al menos uno de los dos indicadores.



# 4 Aproximación a la valoración de la conectividad ecológica

## 4.1 Propuesta metodológica para la valoración y representación cartográfica de la conectividad ecológica en ecosistemas terrestres

La **conectividad ecológica** está ampliamente reconocida como un elemento crucial para la conservación de la biodiversidad y mantenimiento de servicios de los ecosistemas, por cuanto la destrucción y fragmentación de los tipos de hábitat pueden favorecer el aislamiento de especies de fauna y flora, perjudicando, e incluso llegando a impedir el intercambio genético entre diferentes núcleos poblacionales o el acceso a ciertos recursos. Por otra parte, constituye un elemento clave para minimizar los efectos del cambio climático o posibles cambios del paisaje, al permitir a las especies modificar su distribución espacial adaptándose a un ambiente cambiante. La conectividad se entiende como el grado en el que el territorio facilita el **movimiento de las especies** (individuos y genes) entre teselas de tipos de hábitat (Taylor et al., 1993).

Para este apartado de la Guía se han diseñado dos **enfoques metodológicos** que permiten el estudio de la **conectividad funcional de especies o grupos de especies** con requerimientos ecológicos similares, obteniendo una cartografía que identifica los lugares más importantes para la conectividad a escalas territoriales.

Las metodologías propuestas tienen en cuenta la diferente percepción por parte de cada especie o grupo de especies de la heterogeneidad del paisaje, permitiendo un estudio funcional de la conectividad, ya que se usan superficies de resistencia al movimiento y la capacidad dispersiva de las especies.

Los dos enfoques metodológicos propuestos pretenden adaptarse a diferentes situaciones en cuanto a extensión del área de estudio, resolución espacial de los datos de partida, y disponibilidad de información respecto a las especies de interés entre otros criterios, de modo que la guía metodológica pueda ser aplicada con cierta flexibilidad, adaptándose al mayor número posible de situaciones.

Tras una discusión breve sobre los criterios para la elección de la metodología de análisis de la conectividad, se describen con detalle las dos opciones y se incluye una guía de elección entre las opciones metodológicas.

## 4.1.1 Criterios para la elección de la metodología de análisis de la conectividad

Existen multitud de técnicas de análisis de la conectividad que, usadas en solitario o en combinación, ofrecen una gran diversidad de enfoques metodológicos. La idoneidad de estos enfoques dependerá en gran medida de los objetivos del análisis, pero también del tipo y calidad de la información de partida y de la capacidad computacional disponible. Por esa razón, antes de presentar las dos opciones metodológicas que ofrece esta Guía, se discuten brevemente los criterios para la elección de la metodología de análisis de la conectividad.

### 4.1.1.1 Nivel taxonómico y funcional

Como ya se ha mencionado, en esta Guía se pretende tener en cuenta la diferente percepción por parte de las diferentes especies de la heterogeneidad del paisaje, permitiendo un estudio funcional de la conectividad. En este sentido, sería ideal **considerar el máximo número de especies posibles** y, tras replicar el análisis de conectividad para cada especie por separado, integrar los resultados de las diferentes especies ponderando cada una por su **relevancia para la infraestructura verde** (especies amenazadas, especies más sensibles a la fragmentación, etc.). Obviamente, considerar más especies implica aumentar la carga computacional y hace el resultado muy sensible a la calidad de la información disponible para cada especie. La **calidad de la información** puede ser moderada para la mayoría de las especies, ya que la única base de datos exhaustiva en cuanto a especies consideradas y ámbito territorial en España, el *Inventario Español de Especies Terrestres*<sup>10</sup>, ofrece datos de distribución en celdas de 100 km<sup>2</sup>. Además, para la mayoría de las especies no se cuenta con una cartografía de calidad de hábitat específica, ya sea proveniente de modelos o de criterio experto.

[10] <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres.html>

Una alternativa a realizar los análisis para especies individuales, es hacerlo para grupos de especies que compartan requerimientos ecológicos, llamados **ecoperfiles** (Vos et al. 2001). Los ecoperfiles se definen por los requerimientos ecológicos de las especies a las que representan, por lo tanto, se simplifica la generación de cartografía de calidad de hábitat para cada ecoperfil con criterio experto. El número total de ecoperfiles será mucho menor que en el caso de los análisis de especies individuales y por lo tanto la carga computacional total será menor.

### 4.1.1.2 Definición y ponderación de nodos

Se pueden seguir dos enfoques principales en la definición de los nodos, usar datos de la **distribución actual de las especies o ecoperfiles**, o bien, identificar áreas potenciales de presencia. El primer enfoque exige disponer de datos de distribución de las especies con la suficiente calidad y restringe el alcance de los resultados a la situación actual. El

enfoque de **áreas potenciales de presencia** requiere de algún modelo predictivo o criterio experto para identificar los nodos y permite considerar los posibles cambios futuros en la distribución de las especies.

Los análisis de conectividad que se proponen en esta Guía se basan en **grafos**, es decir, conjuntos de nodos conectados por enlaces. Los análisis basados en grafos pueden considerar a todos los nodos iguales o bien permitir que cada nodo tenga un peso diferente. Esta última opción es muy deseable para poder añadir información relevante al análisis, por ejemplo, se le podría dar más peso a un nodo que esté incluido en un espacio natural protegido, o que sea un lugar de alta importancia para la biodiversidad, o que sea más idóneo para la especie o ecoperfil considerado.

### 4.1.1.3 Objetivos de gestión: conservación y restauración

En general, todos los métodos de análisis de la conectividad ayudan a **identificar elementos del paisaje prioritarios para la conservación de la conectividad**, lugares en los que se concentran los flujos de movimiento de individuos y genes. Con este tipo de información se pueden planificar mejor las actividades de conservación, contribuir a la planificación sectorial y territorial, o bien, informar en procesos de autorización de actividades en el medio natural o de evaluación de impacto ambiental de las mismas.

Además, algunos métodos ofrecen la opción de considerar un **escenario de restauración de la conectividad**, identificando y priorizando los elementos del paisaje clave para la mejora de los movimientos de individuos y genes en el paisaje. Estos métodos añaden a los anteriores la posibilidad de planificar actividades de restauración ecológica orientadas a la mejora de la conectividad del paisaje.

## 4.1.2 Descripción de las opciones metodológicas de análisis de la conectividad

Se proponen en esta Guía metodológica dos opciones para acometer el análisis de la conectividad en el contexto de la identificación de la infraestructura verde (IV). Estas dos opciones pretenden ser lo suficientemente flexibles para que los usuarios puedan adaptar la metodología a las diferentes condiciones que se encuentren sus territorios en cuanto a los criterios descritos en el epígrafe 4.1.1.

Con el objeto de poder considerar que los nodos a conectar tienen diferente peso y además obtener una priorización de elementos del paisaje, tanto con criterios de conservación, como de restauración, se propone una opción metodológica basada en **índices de disponibilidad de hábitat** (Pascual-Hortal y Saura, 2006). Esta opción metodológica permite considerar atributos que den más peso a unos nodos que a otros, como, por ejemplo, cantidad y calidad de hábitat, espacios naturales protegidos o riqueza de especies. También permite identificar elementos del paisaje que, tras ser restaurados, contribuirían a la mejora de la

conectividad de la IV. Esta opción metodológica tiene alto coste computacional por lo que se propone utilizarla considerando grupos de especies o ecoperfiles, de esta forma el análisis se replica para unos pocos ecoperfiles en vez de decenas o centenares de veces si se consideran especies individuales.

Como alternativa, se propone usar un enfoque de **estimación de los flujos de movimiento** que no considera escenario de restauración ni permite dar diferente peso a los nodos. A cambio, el coste computacional es sensiblemente menor y puede aplicarse a un mayor número de especies individuales o ecoperfiles.

A continuación, se describen con detalle las dos opciones metodológicas: disponibilidad de hábitat (4.1.2.1) y densidad de flujos de movimiento (4.1.2.2).

### 4.1.2.1 Disponibilidad de hábitat

Esta opción metodológica se basa en analizar el **paisaje como un grafo**, identificando áreas importantes para las especies y estudiando las conexiones entre las mismas. Las áreas son los **nodos** del grafo que pueden estar conectadas a través de **enlaces**. Los pasos a seguir son los siguientes: (1) definir ecoperfiles y capacidad de dispersión, (2) identificar y caracterizar los nodos, (3) identificar y caracterizar los enlaces, (4) estudiar la importancia de cada nodo y enlace para conservar y restaurar la conectividad, y (5) combinar los resultados.

#### (1) Definición de ecoperfiles y capacidad de dispersión

Los **ecoperfiles** son grupos de especies que comparten requerimientos ecológicos (Vos et al. 2001). Para que la definición de ecoperfiles no genere problemas posteriormente, es importante definir grupos cuyos requerimientos ecológicos puedan ser cartografiados con la información disponible en la zona de estudio. En la tabla 4.1 se muestra una propuesta genérica de ecoperfiles para especies terrestres que puede ser matizada o ampliada en cada caso de aplicación de esta Guía en función de las características de la zona de estudio y de la disponibilidad de datos.

Dado que los ecoperfiles pueden incluir especies con **distancias de dispersión** muy diferentes, hay que considerar un rango amplio de distancias de dispersión para cada ecoperfil. Seleccionando distancias medianas de dispersión<sup>11</sup> entre 1 y 30 km se pueden cubrir la mayoría de los casos. Se recomienda considerar, al menos, las distancias medianas de dispersión de 1, 3, 10 y 30 km. Los análisis que se describen en los siguientes apartados se repiten para cada combinación de ecoperfil y distancia de dispersión.

**[11]** La distancia mediana de dispersión es la que alcanzan el 50% de los individuos.

La definición de las capacidades de dispersión permite delimitar el área de estudio para los análisis posteriores. Para evitar el efecto borde, se recomienda usar un **área de estudio** que abarque una franja perimetral alrededor de la zona de interés con un ancho mínimo igual al de la distancia de dispersión máxima (Tabla 4.2).

**Tabla 4.1.** Propuesta genérica de ecoperfiles.

Código	Nombre	Requerimientos ecológicos
AD	Especialistas de arbolado denso	Arbolado con cobertura superior al 60%
AC	Especialistas de arbolado claro	Arbolado cobertura del 10% al 60%
M	Especialistas de matorral	Más el 50% de cobertura de matorral y menos del 10% de arbolado.
P	Especialistas de pastizales y cultivos herbáceos de alto valor natural	Más el 50% de cobertura de pastizal o cultivos herbáceos de alto valor natural y menos del 10% de arbolado.

## (2) Identificación y caracterización de nodos

En esta opción metodológica se propone considerar un enfoque de **áreas potenciales** derivadas de los requerimientos ecológicos de los ecoperfiles y de las distancias de dispersión consideradas, siguiendo el procedimiento que se describe a continuación.

En primer lugar, se identifican todas las teselas que cumplan los **requerimientos óptimos del ecoperfil** en un mapa de tipos de uso y coberturas del suelo, complementado con toda la información adicional que pueda ser relevante (por ejemplo, una cartografía de áreas agrarias de alto valor natural).

A continuación, se identifican qué teselas de las anteriores están a una distancia de borde a borde suficientemente corta para ser consideradas funcionalmente conectadas y, por lo tanto, parte del mismo nodo. El umbral de distancia entre teselas a partir del cual se considera que dos teselas son del mismo nodo es variable y determinado en función de la capacidad dispersiva. Para cada distancia de dispersión el umbral de distancia es aquel para el que la probabilidad de movimiento entre las dos teselas es muy alta ( $p = 0,99$ ) según una función exponencial decreciente (Ecuación 1, Saura y Pascual-Hortal, 2007).

**Ecuación 1**

$$p = e^{-k*d}$$

Siendo  $p$  la probabilidad de dispersión entre las dos teselas,  $d$  la distancia entre las dos teselas y  $k$  un coeficiente ajustado para cada especie o grupo de especies. El coeficiente  $k$  se obtiene de forma trivial de la ecuación 1, tomando logaritmos y despejando  $k$  según la ecuación 2:

**Ecuación 2**

$$k = -\ln(p)/d$$

Por ejemplo, para una especie con distancia de dispersión mediana de 1 km, podemos calcular  $k$  de la siguiente manera:

$$k = \frac{-\ln(0.5)}{1} = 0.69$$

Una vez obtenido el coeficiente  $k$ , también se puede calcular la distancia que corresponde a probabilidades de dispersión concretas. Por ejemplo, se puede calcular la distancia correspondiente a  $p = 0,99$  para calcular la distancia umbral entre teselas, o la correspondiente a  $p = 0,01$  para calcular la distancia máxima de dispersión, según la siguiente ecuación:

$$d = \ln(p) / -k$$

**Ecuación 3**

En la tabla 4.2 se muestra la aplicación de las ecuaciones 2 y 3 a cuatro distancias de dispersión obteniendo los valores del coeficiente  $k$ , las distancias umbral entre teselas y las distancias máximas de dispersión.

Distancia mediana de dispersión	k	Distancia mínima entre teselas para ser consideradas nodos diferentes (p = 0,99)	Distancia máxima de dispersión (p = 0,01)
1 km	0,69	14 m	6,6 km
3 km	0,23	43 m	19,9 km
10 km	0,07	145 m	66,4 km
30 km	0,02	435 m	199,3 km

**Tabla 4.2.** Parámetros de la función que relaciona distancia y probabilidad de dispersión para las cuatro distancias medianas de dispersión consideradas, generadas a partir de las ecuaciones 2 y 3.

Finalmente, se excluyen las teselas o grupos de teselas demasiado pequeñas como para ser territorios estables. Para fijar el umbral de superficie mínima también se considera la capacidad dispersiva. El área mínima se considera igual a la superficie media del territorio estimada a partir de la distancia mediana de dispersión con la ecuación 4 (Bouwma et al., 2002).

$$ac = \left( \frac{dm}{7} \right)^2$$

**Ecuación 4**

Siendo  $ac$  la superficie media del territorio y  $dm$  la distancia mediana de dispersión. Aplicando la ecuación 4 a las cuatro distancias medianas de dispersión de la tabla 4.2 se obtienen las superficies mínimas por nodo que se muestran en la tabla 4.3.

**Tabla 4.3.** Superficie mínima por nodo para cada distancia mediana de dispersión según la ecuación 4 (Bouwma et al., 2002)

Distancia mediana de dispersión	Superficie mínima de usos y cubiertas óptimos en cada nodo
1 km	2,0 ha
3 km	18,4 ha
10 km	204,1 ha
30 km	1.836,7 ha

El nodo quedará conformado por las teselas que cumplen los criterios anteriores, más las bandas perimetrales definidas por el umbral de distancia (Tabla 4.2). La figura 4.1 muestra un ejemplo de aplicación del procedimiento de identificación de nodos con un Sistema de Información Geográfica (por ejemplo, con las herramientas *Agregar polígonos* y *Zona de Influencia* de ArcGIS Pro).

Una vez identificados los nodos, se caracteriza cada uno de ellos con un atributo que pondere la importancia. Es fundamental que el atributo represente la **cantidad de hábitat disponible**, por lo que es aconsejable considerar el área del nodo ocupada por tipos de uso y cubierta óptimos. Además, se pueden añadir otros criterios de ponderación, si hay información al respecto, como una estimación de calidad de hábitat o parámetros de interés para la identificación de IV como puede ser el régimen de protección. Estos criterios adicionales se pueden aplicar multiplicando el área por coeficientes entre 0 y 1 fijados con criterio experto y cartografía adicional.

**Figura 4.1.** Ejemplo de identificación de nodos para una distancia mediana de dispersión de 3 km. Cada polígono de color verde es una tesela con un tipo de uso y cubierta óptimo para el ecoperfil considerado. La etiqueta numérica de cada polígono indica su superficie en hectáreas. Las cuatro teselas de la izquierda están a menos de 43 m una de otra (Tabla 4.2) y en total suman más de 18,4 ha (Tabla 4.3), de modo que conforman un nodo (indicado por el polígono envolvente sin color). Las teselas de la derecha no cumplen ninguno de los criterios anteriores y no son consideradas nodo.



### (3) Identificación y caracterización de enlaces

Una vez identificados los nodos, se identifican los enlaces entre los mismos calculando las **rutras óptimas de movimiento**. Para ello se calculan, para cada nodo, los **caminos de mínimo coste** a los nodos circundantes usando *LinkageMapper*<sup>12</sup> (McRae y Kavanagh, 2011). Este método requiere de una **superficie de resistencia** al movimiento que permita calcular los caminos de mínimo coste entre nodos.

[12] <https://linkagemapper.org/>

La resistencia del paisaje informa de cuánto permite o impide el movimiento de las especies cada tipo de uso y cubierta del suelo. De esta manera, los tipos que supongan una mayor aversión, gasto de energía o riesgo de mortalidad en el movimiento de las especies, estarán asociados a una mayor resistencia, mientras que aquellos preferiblemente utilizados por las especies estarán asociados a valores de resistencia bajos. Los valores de resistencia se pueden asignar siguiendo criterio experto como los utilizados en trabajos previos con objetivos similares (Gurrutxaga et al. 2010, de la Fuente et al. 2018). La tabla 4.4 muestra un ejemplo de asignación de valores de resistencia a los tipos de usos y cubierta del SIGPAC<sup>13</sup> para los ecoperfiles de la Tabla 4.1.

[13] [https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/sistema-de-informacion-geografica-de-parcelas-agricolas-sigpac-/](https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/sistema-de-informacion-geografica-de-parcelas-agricolas-sigpac/)

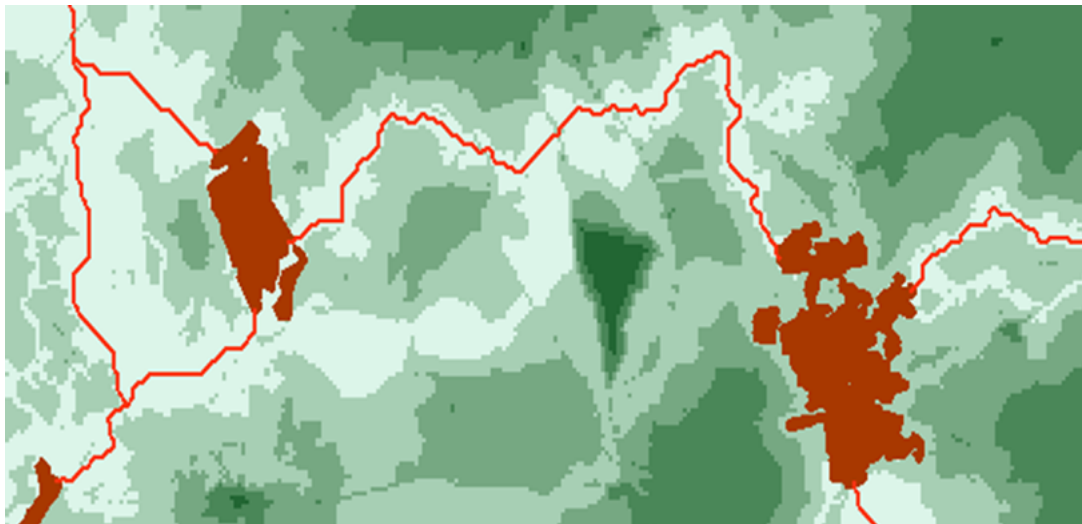
Los **caminos de mínimo coste** calculados con *LinkageMapper* incluyen el coste acumulado a lo largo del camino, es decir, la distancia efectiva en términos de coste que deben superar, como mínimo, las especies para moverse de un nodo a otro. Esta distancia efectiva permite caracterizar los enlaces entre nodos en términos de probabilidad de conexión usando la ecuación 1, simplemente convirtiendo las distancias euclídeas en efectivas multiplicando los metros por la resistencia media en el área de estudio.

Finalmente, se caracteriza el enlace en términos de anchura, diferenciando conectores con entornos amplios favorables y con buena permeabilidad, y otros conectores que transcurren encajonados y constreñidos a través de entornos paisajísticos con elevada hostilidad y resistencia para el movimiento de las especies. Se trata de pasar del concepto de conector lineal al de **franja conectora de anchura variable**. Para ello se calcula la distancia efectiva normalizada<sup>14</sup> para cada punto del territorio, que representa cuánto más coste supone moverse de un nodo a otro por cada punto, con relación a lo que conlleva ese desplazamiento por el camino de mínimo coste. Las franjas conectoras se definen como aquellas áreas que tienen una distancia efectiva normalizada menor a la distancia efectiva que corresponde a una probabilidad de conexión de 0,99 (Tabla 4.2). Para convertir las distancias euclídeas de la tabla 4.2 a **distancias efectivas**, simplemente se multiplican las distancias euclídeas en metros por el valor medio de la resistencia en la zona de estudio.

[14] *LinkageMapper* calcula la distancia efectiva normalizada en el paso 5 de *Linkage Pathways Tool* y lo almacena en la geodatabase *corridors*.

**Tabla 4.4.** Resistencias al movimiento asignadas a cada tipo de uso y cubierta del SIGPAC (adaptado de Gurrutxaga et al. 2010 y de la Fuente et al. 2018)

Código	Descripción	Resistencias para los ecoperfiles definidos en la tabla 1			
		AD	AC	M	P
CA	Viales	1000	1000	1000	1000
ED	Edificaciones	1000	1000	1000	1000
IM	Improductivos	1000	1000	1000	1000
IV	Invernaderos y cultivos bajo plástico	1000	1000	1000	1000
ZU	Zona urbana	1000	1000	1000	1000
AG	Corrientes y superficies de agua	250	250	250	250
TA	Tierras arables	125	100	80	1
TH	Huerta	125	100	80	8
CF	Asociación cítricos-frutales	80	50	35	25
CI	Cítricos	80	50	35	25
CO	Contorno olivar	80	50	35	25
CS	Asociación cítricos-frutales de cáscara	80	50	35	25
CV	Asociación cítricos-viñedo	80	50	35	25
FF	Asociación frutales-frutales de cáscara	80	50	35	25
FL	Frutos secos y olivar	80	50	35	25
FV	Frutos secos y viñedo	80	50	35	25
FY	Frutales	80	50	35	25
OC	Asociación olivar-cítricos	80	50	35	25
OF	Olivar - frutal	80	50	35	25
OV	Olivar	80	50	35	25
FS	Frutos secos	80	50	35	25
VF	Viñedo - frutal	80	50	35	25
VI	Viñedo	80	50	35	25
VO	Viñedo - olivar	80	50	35	25
PS	Pastizal	40	25	15	1
PA	Pasto con arbolado	25	12	8	12
PR	Pasto arbustivo	8	4	1	8
FO	Forestal (arbolado)	1	1	3	40



**Figura 4.2.** Ejemplo de delimitación de franjas conectoras. En rojo se marcan los caminos de coste mínimo entre nodos (color marrón). Los colores verdes corresponden a la distancia efectiva normalizada, cuanto más oscuro, mayor la distancia. El color verde más claro corresponde a las franjas conectoras tal como se han definido en esta guía. Se trata del conjunto de puntos en los que el coste de movimiento es similar al del camino de coste mínimo, es decir, una diferencia de distancia efectiva menor a la que corresponde a una probabilidad de conexión de 0,99.

#### (4) Importancia de nodos y enlaces

Para evaluar la **aportación a la conectividad de cada enlace y cada nodo**, se utiliza el software *Conefor*<sup>15</sup> (Saura y Torné, 2009). En primer lugar, *Conefor* calcula el **índice de la Probabilidad de Conectividad (PC)** para la red de nodos y enlaces correspondientes al paisaje actual. El PC estima la probabilidad de que dos puntos tomados al azar entre los nodos de la red estén conectados de forma efectiva.

[15] <http://www.conefor.org/>

Para estudiar la importancia de los nodos, *Conefor* recalcula el índice PC simulando la eliminación de nodos. Esta simulación permite comparar el PC antes y después de la eliminación, obteniendo un indicador de cambio llamado **dPC**. Aquellos nodos cuya eliminación generaría una mayor disminución del PC, es decir, dPC con mayor valor absoluto, serán más importantes para conservar la conectividad. El mismo enfoque se aplica a los enlaces, obteniendo un dPC de eliminación para cada enlace que estima la importancia para la conservación de la conectividad de los enlaces. Simulando que los enlaces son restaurados hasta alcanzar la resistencia mínima, *Conefor* calcula el dPC de mejora que estima la importancia de cada enlace para la restauración de la conectividad.

Dado que el dPC es un porcentaje, el análisis propuesto ofrece tres indicadores de importancia para la conectividad entre 0 y 100%: (1) importancia de los nodos para la conservación, (2) importancia de los enlaces para la conservación e (3) importancia de los enlaces para la restauración. Estos tres indicadores se calculan para cada combinación de ecoperfil y distancia mediana de dispersión consideradas.

#### (5) Combinación de resultados

Los resultados combinados de los análisis se presentarán en formato ráster con una resolución espacial adecuada a la extensión del área de estudio, a la información de partida y a la capacidad computacional.

Dado que los diferentes ecoperfiles y distancias de dispersión considerados generarán grafos con diferente número de nodos, es importante **normalizar los resultados** de dPC antes de ser combinados. El procedimiento de normalización consiste en construir un indicador de prioridad en cuatro pasos: (1) identificar las entidades (nodos o enlaces) con dPC igual a cero, (2) calcular percentil (%) de valor absoluto de dPC que corresponde a cada entidad con dPC diferente de cero, (3) redondear los percentiles al número entero superior, (4) asignar el valor cero a todas las entidades con dPC igual a cero. El indicador de prioridad generado oscilará entre 0 y 100, un valor de 1 indica que menos del 1% de las entidades tienen un dPC menor (en valor absoluto) y un valor de 100 indica que al menos un 99% de las entidades tienen un dPC menor (en valor absoluto).

Para cada combinación de ecoperfil y distancia mediana de dispersión se genera un ráster, asignando a los píxeles que coinciden con nodos el valor del indicador de prioridad del nodo correspondiente, y a los que coinciden con franjas conectoras el máximo de los indicadores de prioridad de conservación y de restauración de los enlaces correspondientes.

Finalmente, los ráster generados para todas las combinaciones de ecoperfil y distancia de dispersión se combinan tomando el máximo valor del indicador de prioridad para cada celda del ráster.

#### 4.1.2.2 Densidad de flujos de movimiento

Esta opción metodológica considera que todos los nodos son iguales y solamente ofrece resultados en cuanto a la importancia para la conservación de la conectividad, no prioriza corredores en función de su potencial contribución a la mejora de la conectividad si son restaurados. A cambio, el coste computacional por ejecución es menor y esto permite aplicarlo a un mayor número de especies o ecoperfiles. Se propone aplicarla en los casos en los que se cuente con información de calidad respecto a la distribución actual y los requerimientos ecológicos de las especies.

##### (1) Selección inicial de especies objeto de estudio y área de distribución

Se parte del **listado de especies amenazadas o de alto interés** seleccionadas en el epígrafe 3.1.1, considerando para este apartado de conectividad el máximo número posible en función de la extensión del área de estudio y resolución espacial considerada<sup>16</sup>. En el caso de tener que considerar para el análisis de conectividad menos especies de las identificadas en epígrafe 3.1.1, se agrupan las especies en ecoperfiles representativos usando variables relativas a la sensibilidad de las especies a la fragmentación como, por ejemplo, "Tipo de cubierta preferida", "Requerimiento de área", "Capacidad de dispersión" y "Voladora o no". Finalmente, se seleccionan una o varias especies por ecoperfil hasta alcanzar el número máximo de especies que se puedan considerar dados los recursos computacionales disponibles, la extensión del área de estudio y la resolución espacial de los datos.

[16] Por ejemplo, a escala nacional analizar más de 20 especies es complicado por cuestiones computacionales.

Se recomienda valorar previamente la inclusión de cada una de las especies seleccionadas en los análisis de conectividad para evitar especies que no vayan a aportar información significativa debido a cuestiones propias de su biología o distribución. El estudio de estas especies podría incrementar sensiblemente los tiempos de procesado sin aportar información relevante para la conectividad funcional de los ecosistemas a la escala de trabajo considerada. Es el caso de especies con tan solo un núcleo de población, o, por el contrario, aquellas ampliamente distribuidas por toda el área de estudio en poblaciones totalmente conectadas. Así mismo, especies con capacidades de dispersión muy reducidas en comparación con la separación de sus núcleos no presentarán ninguna conexión funcional.

## **(2) Asignación de la capacidad de dispersión para especies y definición del área de estudio**

Cada especie tiene distinta capacidad de dispersión. Por ello, a cada una de ellas se le asigna una **distancia mediana de dispersión**, de la que se puede derivar una distancia máxima de dispersión (Ecuaciones 2 y 3, Tabla 4.2). La asignación de distancias medianas de dispersión a cada especie es aproximada y se obtiene a partir de bibliografía o criterio experto y determina el área de estudio, así como el umbral para considerar viable cada conexión entre núcleos. Así, para reducir la carga computacional, se calcula para cada especie una zona borde, o **buffer**, alrededor del área de distribución, con un radio igual a la distancia máxima de dispersión, definiendo de esta manera el área de estudio de cada especie. De igual manera, en el estudio de conexiones entre los núcleos de población sólo se consideran aquellos cuya distancia esté por debajo del umbral dado por la distancia máxima, para reflejar las capacidades dispersivas específicas de cada especie.

## **(3) Definición de nodos**

Los nodos son los **puntos de origen y destino de los movimientos de dispersión** y para identificarlos se parte de los puntos en los que existe presencia registrada de cada especie, anteriormente establecidos en el epígrafe 3.1.3. En los casos en los que la extensión y resolución espacial de los datos de presencia de las especies suponga un número de puntos muy elevado, es complicado su procesado debido a los altos tiempos de computación y memoria necesarios. Para evitar este problema, se aconseja que el número de nodos sea siempre menor a 4.000<sup>17</sup>. Para especies de amplia distribución, en las que el número de núcleos poblacionales supera ampliamente este umbral se debe simplificar su distribución, descartando aquellos nodos que estén demasiado próximos. Para ello, se remuestra con mallas de tamaño creciente, seleccionando aleatoriamente un solo nodo en cada celda, hasta que el número de nodos seleccionados sea cercano o inferior a 4.000.

**[17]** Este número máximo puede ser menor en función de la resolución espacial considerada.

## **(4) Definición de superficies de resistencia**

Para cada especie o ecoperfil considerados se calcula una superficie de resistencia que caracteriza la **heterogeneidad y permeabilidad del paisaje**. Esta resistencia

representa el coste energético, mortalidad o dificultad de atravesar cada celda del paisaje en respuesta a las diferentes características consideradas.

Los **valores de resistencia** se determinan por separado para cada ecoperfil o especies individuales, asignando valores de resistencia inferiores a los tipos de uso y cubierta del suelo que favorecen o permiten en mayor medida el movimiento de las especies de este grupo. Así mismo, este valor se incrementa para usos y coberturas de suelo menos permeables a su movimiento. Esta determinación de valores de resistencia se puede tomar de la bibliografía, de criterio experto, de modelos de calidad de hábitat (tomando la inversa de la calidad) o de modelos de permeabilidad del paisaje. Como resultado se obtiene una superficie en formato ráster para cada especie o ecoperfil, que estima la diferencia de costes de paso a través de cada clase de cubierta y uso del territorio.

### **(5) Caracterización de corredores ecológicos para cada especie**

La caracterización de corredores o **rutas preferentes para el movimiento** de cada especie se realizará mediante el cálculo de densidades de caminos de mínimo coste entre sus puntos de distribución, establecido a partir de la información de la capa de resistencia descrita en el epígrafe anterior.

Se propone la aplicación de uno de los enfoques más utilizados y aceptados en el análisis de conectividad, el basado en los **caminos de mínimo coste** (Adriaensen et al., 2003; Cushman et al., 2009; Dondina et al., 2018; Mateo Sánchez et al., 2014, 2015). Estos caminos son aquellos con un coste acumulado (suma de los valores de resistencia de las celdas que atraviesa) menor que cualquier otro camino que conecte cada par de núcleos de distribución de las especies. Es decir, son las rutas óptimas en términos de resistencia y longitud para el movimiento de las especies.

Se determinan los caminos de mínimo coste entre todos los pares de nodos, y se calcula el número de caminos que pasa por cada celda del área de estudio. Posteriormente, este resultado se debe suavizar teniendo en cuenta los resultados de las celdas adyacentes. Así se obtienen franjas con una resistencia acumulada baja o corredores, representando el correspondiente valor de cada una de sus celdas su importancia para la conservación de la conectividad.

El cálculo de estos caminos acumulados representa de manera adecuada la **eficacia conectora**, al considerar la distribución espacial de los nodos y priorizar las conexiones que afectan a más núcleos. Cuando una franja conecta muchos núcleos de población, ésta será más transitada, y se acumularán más caminos de mínimo coste, proporcionando mayores valores de densidad y, por tanto, de importancia conectora.

A pesar de la alta aceptación del enfoque de los caminos de mínimo coste, éste presenta algunas **limitaciones**. Por una parte, no tiene en cuenta el ancho de los corredores ni los alrededores de este, cuando es sabido que franjas conectoras anchas, o rodeadas

de paisaje permeable, favorecerán la movilidad de las especies en mayor medida que corredores estrechos rodeados de paisaje inhóspito. Además, como se indica en el informe de la AEMA (2014), las recomendaciones de conservación no deben basarse en líneas conectoras de un solo píxel. En esta opción metodológica se pretende mitigar el efecto de estas limitaciones por medio del cálculo de la densidad. En el caso de franjas anchas de alta permeabilidad se acumularán diversas rutas óptimas de mínimo coste, aumentando la densidad de caminos y, por tanto, la importancia de la franja. En el caso contrario de corredores estrechos solo habrá un único camino óptimo, y su importancia decrecerá.

Para el **cálculo de caminos acumulados** en cada píxel se propone el empleo del programa UNICOR (*UNI*versal *COR*ridor network simulator; Landguth et al., 2012), software de uso libre especialmente diseñado para gestores del territorio e investigadores para identificar corredores ecológicos y zonas vulnerables para la conectividad. Este programa permite la matización de los resultados por medio de una función de densidad. Si la extensión del área de estudio y la resolución espacial lo permite, una alternativa a la densidad de caminos de coste mínimo para la estimación de la importancia conectora es el cálculo de corriente acumulada usando el software *CircuitScape*<sup>18</sup> (McRae et al. 2008).

[18] <https://circuitscape.org/>

## (6) Combinación de resultados

Los valores de importancia para la conectividad de las diferentes especies se combinan para obtener indicadores globales de conectividad. Para ello, los resultados individuales de cada especie se deben normalizar en una escala de 0 a 100, resultando una capa con el porcentaje que supone la importancia de cada celda respecto a la celda que tiene mayor valor de importancia, densidad de caminos de mínimo coste o corriente acumulada. A continuación, se obtiene una capa en la que cada celda contiene el valor promedio de importancia para todas las especies o ecoperfiles considerados. El resultado es una superficie con **valores de importancia global para la conservación de la conectividad para cada celda del área de estudio**, dado el conjunto de especies considerado.

## 4.1.3 Resultados esperados

Los resultados de los análisis, independientemente de la opción metodológica aplicada, proporcionarán información espacialmente explícita y cuantitativa sobre la **importancia de cada porción del territorio para la conservación de la conectividad**, para las especies o ecoperfiles estudiados. Además, la opción metodológica basada en disponibilidad de hábitat considera la importancia de los corredores para la mejora de la conectividad a través de la restauración ecológica. La combinación de los resultados de las distintas especies o ecoperfiles permite conocer el valor global de importancia de cada porción del territorio, facilitando así la identificación y **priorización de áreas importantes** sobre las que enfocar de manera prevalente las medidas de conservación o restauración.

Además, los métodos propuestos permiten diferentes combinaciones de la información según los objetivos. Por ejemplo, se puede obtener el índice de conectividad desde el nivel de especie, de ecoperfil (o cualquier otra selección de especies), o para la totalidad de taxones o ecoperfiles seleccionados en el área de estudio.

Por otro lado, los valores de resistencia para cada ecoperfil de especies, informa sobre los tipos de uso de suelo más y menos permeables. Además, la superficie de resistencia puede ayudar a identificar zonas de alta resistencia, que podrían ser objeto de posibles medidas de restauración.

Finalmente, como en los casos anteriores (servicios de los ecosistemas y valoración de la biodiversidad del territorio), se establecerán **intervalos para la categorización** de los datos obtenidos, atendiendo a objetivos y prioridades de gestión, que permitirá clasificar la totalidad del territorio, atendiendo a su contribución a la conectividad ecológica global (Tabla 4.5).

**Tabla 4.5.** Clasificación de áreas prioritarias e importantes para la conectividad ecológica en ecosistemas terrestres (Ct).

<b>CONECTIVIDAD (Ct)</b>	
<b>Áreas prioritarias para la conectividad ecológica</b>	Ct3
<b>Áreas importantes para la conectividad ecológica</b>	Ct2
<b>Resto del territorio</b>	Ct1

Si bien el análisis de conectividad descrito asignará valores de resistencia mínimos a tipos de usos de suelo que favorecen en mayor medida el movimiento de ciertos ecoperfiles o grupo de especies, dicha metodología no excluye la consideración directa de determinados **elementos del territorio** cuyo papel en la conectividad ecológica y en la IV se han demostrado clave. Es el caso de las vías pecuarias, los cursos fluviales y las zonas de ribera de importancia, cuya función prioritaria ya es reconocida en la propia ENIVCRE al constituir corredores ecológicos de alto espectro con un papel fundamental para las especies silvestres, en particular en el contexto de paisajes agrarios muy fragmentados. Posiblemente tras un correcto análisis de la conectividad los valores de resistencia al movimiento para ciertas especies en estos elementos serán muy bajos, no obstante, se puede completar este estudio con un análisis posterior que asegure su correcta consideración, por ser estructuras clave que favorecen la conectividad entre fragmentos aislados del territorio, siempre y cuando presenten un adecuado estado de conservación.

Se recomienda la **comprobación en campo** de los resultados obtenidos en los análisis descritos con el fin de garantizar su calidad e identificar posibles problemas de fragmentación no evidenciados tras aplicar la metodología, con el objetivo, entre otros, de dirigir sobre los mismos las iniciativas prioritarias de restauración que se emprendan, situando estos elementos clave como Nivel 2, correspondiente a las Áreas de IV para la Restauración.

## 4.2 Identificación de áreas prioritarias para la conectividad en ecosistemas agrarios para la conservación de las especies silvestres vinculadas a sistemas agrarios de Alto Valor Natural (AVN) de España

Atendiendo a las características específicas y distintivas de los **ecosistemas agrarios**, así como su potencial como proveedores de servicios de los ecosistemas a la sociedad y para actuar como orígenes o conectores en los movimientos de un amplio rango de especies, es necesario avanzar en el desarrollo de procedimientos específicos para la evaluación de la conectividad en estos ámbitos, con el fin de promover la **conservación de las especies silvestres ligadas a estos**.

### 4.2.1 Conectividad de ecosistemas agrarios

Partiendo de los procedimientos metodológicos descritos en el subcapítulo 4.1 para la valoración de la conectividad ecológica en ecosistemas terrestres, en este apartado se aborda la implementación de dichas metodologías al caso de **especies ligadas al ámbito agrario y esteparias** (aves), cuyos requerimientos marcadamente diferentes de los de otros grupos de especies habitualmente considerados, junto con el interés creciente por este tipo de especies en los instrumentos de planificación y gestión del medio natural<sup>19</sup>, justifican la adaptación de los procedimientos analíticos a sus particularidades ecológicas y funcionales.

En el contexto de la infraestructura verde (IV), la integración de estas especies en la identificación y seguimiento de sus componentes dotará a la red de IV de una amplia representatividad de la biodiversidad y servicios ecosistémicos de la zona analizada, pues estas especies, altamente dependientes de mosaicos agrícolas de bajo impacto y hábitats abiertos, suelen estar subrepresentadas en redes diseñadas únicamente a partir de especies forestales o generalistas. Por tanto, en este caso, el objetivo será la integración de los ecosistemas agrarios en la red de IV.

Tras una introducción a las características de las especies objetivo, se presentan a continuación los conjuntos de datos disponibles para llevar a cabo un análisis de conectividad de hábitat para estas especies, tomando como área de estudio el territorio peninsular español. La capacidad computacional a considerar es la que habitualmente se puede tener mediante herramientas de escritorio y un PC de gama media.

**[19]** Estrategia de conservación de aves amenazadas ligadas a medios agrarios y esteparios de España (MITECO, 2022) <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/pbl-fauna-flora-estrategias-esteparias.html>

### 4.2.1.1 Características generales de las especies

Las **especies agrarias y esteparias en España** incluyen un conjunto de aves estrechamente ligadas a los paisajes abiertos, especialmente aquellos conformados por **sistemas agrícolas tradicionales de secano y espacios naturales pseudoesteparios**. Estas especies han coevolucionado con los usos agropecuarios extensivos durante milenios, convirtiéndose en elementos faunísticos distintivos de los ecosistemas agrarios. Presentan varios rasgos ecológicos fundamentales:

- Preferencia por hábitats abiertos: Espacios desarbolados o con muy escasa cobertura arbórea, con buena visibilidad y extensiones considerables.
- Dependencia de mosaicos agrícolas: Pueden requerir alternancia entre cultivos de cereal, barbechos, leguminosas y pastizales naturales.
- Nidificación en el suelo: La mayoría construye sus nidos directamente en el sustrato terrestre, lo que las hace vulnerables a perturbaciones derivadas del uso agrícola.
- Adaptaciones morfológicas: Plumajes crípticos para el camuflaje, patas adaptadas para caminar en terrenos abiertos, y comportamientos específicos para la detección de depredadores.

La *Estrategia de conservación de aves amenazadas ligadas a medios agrarios y esteparios de España* determina siete especies objetivo principales, que, por este motivo y de forma general, deberían considerarse en el contexto de la IV. Estas especies no forman un grupo ecológico completamente homogéneo, sino que podrían dividirse, en caso de estimarse conveniente, en tres grupos funcionales principales según ciertos requerimientos específicos:

#### **Grupo 1: Especies de Gran Tamaño**

*Otis tarda* (Avutarda común)

*Tetrax tetrax* (Sisón común)

Características: Requieren extensiones muy amplias de hábitat abierto, son altamente sensibles a la fragmentación, necesitan diferentes microhábitats a lo largo del año (áreas de exhibición, alimentación, refugio). Prefieren barbechos de larga duración y campos con baja densidad de vegetación.

#### **Grupo 2: Especies Granívoras Especializadas**

*Pterocles alchata* (Ganga ibérica)

*Pterocles orientalis* (Ganga ortega)

Características: Dieta basada casi exclusivamente en semillas, comportamiento gregario, necesidad de puntos de agua próximos, selección positiva de barbechos y pastizales con cobertura vegetal baja y escasa. Ambas especies presentan movimientos estacionales.

### **Grupo 3: Rapaces y Especies de Requerimientos Mixtos**

*Falco naumanni* (Cernícalo primilla)

*Circus pygargus* (Aguilucho cenizo)

*Chersophilus duponti* (Alondra ricotí)

Características: El cernícalo primilla requiere edificaciones rurales para nidificar y áreas abiertas para cazar invertebrados. El aguilucho cenizo necesita vegetación más densa para nidificar (cereales, vegetación palustre) pero caza en áreas abiertas. La alondra ricotí es la más especializada, restringida a matorrales bajos aromáticos específicos en pseudoestepas naturales.

Todas estas especies enfrentan problemáticas similares:

- Intensificación agrícola: concentración parcelaria, uso de agroquímicos, mecanización pesada.
- Transformación a regadío: pérdida del carácter estepario del paisaje.
- Abandono rural: sucesión vegetal y pérdida de mosaicos agrícolas.
- Infraestructuras: parques eólicos, plantas fotovoltaicas, líneas eléctricas.
- Fragmentación del hábitat: reducción y aislamiento de poblaciones.

Como ya se ha indicado, en función de los objetivos y disponibilidad de datos, estas especies pueden considerarse como un conjunto ecológico coherente (ecoperfil) por su dependencia de ecosistemas esteparios y agrarios extensivos, pero la división en grupos funcionales como los descritos permite diseñar modelos más precisos que consideren las particularidades de cada uno en términos de capacidad de dispersión, selección de hábitat y respuesta a la fragmentación del paisaje. Por otra parte, además de la toma en consideración de estas especies (cinco de ellas incluidas en el *Catálogo Español de Especies Amenazadas* y dos no catalogadas a escala estatal pero incluidas en el LESRPE) y que presentan declives acusados, también se debería evaluar la consideración de otras especies agro-esteparias que pudieran ser relevantes a escala del área de estudio. En cualquier caso, un ecoperfil genérico, basado en la preferencia como hábitat por cultivos, barbechos y/o cubiertas esteparias más o menos naturales, representa una solución de amplia aplicabilidad y cuyos resultados son susceptibles de integrar en la red de IV, no solo al grupo de aves sino también a especies de otros taxones igualmente ligadas a este tipo de hábitats.

## 4.2.1.2 Conjuntos de datos disponibles

### A) Áreas agrarias de Alto Valor Natural

Como parte de las estrategias de la Unión Europea frente a la tendencia de disminución de la biodiversidad en medios agrarios se adoptó la definición áreas agrarias de Alto Valor Natural (AVN); aquellas zonas donde un uso principal, normalmente el dominante, es la actividad agraria, y en las que esta soporta o está asociada con una alta diversidad de especies y hábitats, o bien con la presencia de especies en estado de conservación preocupante. En base a esta definición inicial se establecieron tres **tipos de sistemas agrarios asociados con un Alto Valor Natural** (Adriaensen et al. 2003):

- Tipo 1. Sistemas con gran proporción de vegetación semi-natural.
- Tipo 2. Sistemas con alto grado de heterogeneidad, con un mosaico de vegetación natural y usos agrarios de baja intensificación, con elementos estructurales naturales (linderos de vegetación, setos vivos, muros de piedra, bosquetes o parches de matorral, pequeños ríos, etc.).
- Tipo 3. Sistemas que mantienen especies amenazadas o una alta proporción de poblaciones europeas o mundiales.

En España, el trabajo más reciente y completo sobre identificación de áreas agrarias de AVN es el promovido por el MITECO y desarrollado por Olivero y Martín (2021), cuyos resultados están disponibles en la página web del Ministerio<sup>20</sup>. En este trabajo se siguieron los siguientes pasos:

1. Identificación de una **lista de especies ligadas a los ecosistemas agrarios** (en total 529 especies: 257 aves, 82 mamíferos, 51 reptiles, 28 anfibios, 31 peces, 16 invertebrados, 64 plantas).
2. Cálculo de un **índice de biodiversidad (IB)** en cuadrículas UTM 10x10 km; riqueza de especies agrarias ponderada por su grado de vulnerabilidad.
3. Delimitación de las **áreas de alta biodiversidad agraria** aplicando un umbral de corte a IB basado en percentiles; recomendado el percentil 90. Este paso supone la identificación de las ocurrencias de alta biodiversidad que se utilizan en el modelo estadístico del paso siguiente.
4. Regresiones logísticas en cada región biogeográfica (bloques contextuales) para el cálculo de las probabilidades de ocurrencia de alta biodiversidad agraria en función de variables relacionadas con el sistema agrario junto con otras relativas al contexto ecológico a escala regional, como variables climáticas, topográficas, hidrográficas, superficie forestal y otras relacionadas con actividades humanas fuera del ámbito agrario. Estas regresiones dan lugar a un valor de probabilidad.

[20] [https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/biodiversidad-medios-agrarios/savn\\_modelizacion\\_areas\\_agra\\_fores\\_avn\\_espana.html](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/biodiversidad-medios-agrarios/savn_modelizacion_areas_agra_fores_avn_espana.html)

5. Cálculo de la **favorabilidad (F)**, con valores entre cero y uno (Real et al., 2006) en cuadrículas UTM 10x10 km, a partir de las probabilidades calculadas en el paso anterior ( $F = 0,5$  corresponde a la prevalencia, en este caso de las zonas agrarias con AVN, promediada en la muestra completa).
6. Cálculo de **contribución agraria a la favorabilidad**, recalculando F sin considerar las variables relacionadas con el medio agrario ( $F_{no\_agrario}$ ) y restando sus valores de la F obtenida con el conjunto completo de variables ( $F_{completo}$ ). Valores positivos indican que el factor agrario contribuye a aumentar la favorabilidad con respecto a lo que ya está explicado por el resto de variables. El objetivo de esta fase es detectar en qué zonas está más favorecida la presencia de una alta biodiversidad como consecuencia de las características del uso agrario llevado a cabo.
7. Reescalado a 1x1 km.
8. Binarización del mapa de favorabilidad para obtención del producto final de **zonas potenciales agrarias de AVN** (alta favorabilidad  $F > 0,8$ ).

Se obtuvieron diferentes productos cartográficos en forma de capas SIG, por tanto, aplicables en análisis geoespaciales como los requeridos para la conectividad ecológica. Dadas las especies de partida de este trabajo, seleccionadas en base a su estrecha relación con el ámbito agrario, sus resultados cartográficos suponen unos datos de partida de la máxima relevancia para análisis de ecosistemas agrarios con un enfoque genérico.

## **B) Elementos del paisaje que aportan diversidad al mismo**

El *indicador I.21 de la Política Agraria Común de la UE (PAC)* tiene por objeto evaluar qué porción de los paisajes agrícolas favorece el fomento de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Para ello, se estima la proporción de tierras agrícolas cubiertas con elementos paisajísticos que pueden cumplir este fin, como son elementos lineales (por ej. setos, alineaciones de árboles, muros de piedra), o teselas (por ej. arboledas, grupos de árboles o matorrales, terrazas). Se incluyen tanto elementos leñosos (por ej. líneas de árboles, grupos de árboles, árboles individuales, setos), como herbáceos (por ej. márgenes de parcelas) o zonas húmedas (por ej. estanques, cunetas).

Un indicador similar se establece en el *Reglamento Europeo de Restauración de la Naturaleza (RRN)*, que en su artículo 11 señala que la "proporción de superficie agraria con elementos paisajísticos de gran diversidad" (EPGD) será uno de los indicadores a emplear para el seguimiento de los ecosistemas agrícolas. Se consideran EPGD los elementos de vegetación natural o seminatural permanente presentes en un contexto agrícola que prestan servicios ecosistémicos y favorecen la biodiversidad, tales como las franjas de protección, los setos, los árboles aislados o en grupos, las hileras de árboles, las lindes de campo, las parcelas, las acequias, los arroyos, los humedales pequeños, las terrazas, los mojones, las cercas de piedra, los estanques pequeños y otros elementos culturales. El anexo IV del RRN proporciona dos metodologías para el cálculo del indicador basado en los EPGD, siendo una de ellas la del muestreo "Land Use/Cover Area frame Survey" (LUCAS).

## Land Use and Land Cover Survey (LUCAS)

El LUCAS es un programa de trabajos de campo ejecutado por Eurostat para recopilar datos armonizados sobre la cobertura y el uso del suelo en toda la Unión Europea (campaña más reciente: LUCAS 2022). Entre sus objetivos, incluye también proporcionar datos para el seguimiento ambiental, la calibración de imágenes satelitales y el apoyo a iniciativas como el programa *Copernicus*, así como para la evaluación de políticas agrícolas, medioambientales y de desarrollo sostenible.

El muestreo del LUCAS es estratificado con múltiples fases. En la primera fase se generan los puntos de la denominada cuadrícula maestra, que cubre todo el territorio de la UE con un espaciamiento de 2 km. Cada punto de la cuadrícula maestra se clasifica dentro de un estrato homogéneo según diversas variables como la región, la altitud o el conocimiento previo sobre la cobertura del suelo.

En la segunda fase, a partir de la cuadrícula maestra estratificada, se lleva a cabo una selección de una muestra de puntos espacialmente representativa de cada estrato. Dentro de cada una de estas nuevas muestras estratificadas se selecciona una submuestra que incluye los puntos asociados a tierras agrícolas, en la que se realiza la identificación y localización de los **Landscape Features (LF)**.

En cada uno de los puntos seleccionados para el muestreo de LF, se establece un cuadrado de 1 hectárea, centrado en el punto de muestreo. En este cuadrado se localizan 41 subpuntos al tresbolillo con distancia de 20 m, en los que se registra la presencia o ausencia de distintos tipos de LF.

La utilización de datos LUCAS en el contexto de los análisis de conectividad terrestre indicados en el apartado 4.1.2 se podría implementar modelizando el área de análisis completa mediante un grafo y el subsiguiente cálculo de dPC de nodos y enlaces (procedimiento basado en la disponibilidad de hábitat a escala paisaje). En este caso, si las áreas núcleo de hábitat presentan datos de muestras LUCAS, se puede calcular la densidad de elementos del paisaje (LF) en estas y utilizar los valores de densidad de LF en la asignación de atributos a los nodos del grafo (asignación que en el caso más sencillo se hace mediante solo la superficie de las teselas de hábitat).

Por el contrario, dado el carácter muestral de los datos LUCAS, su integración cartográfica con capas de cobertura geográfica continua, como pueden ser capas de calidad de hábitat, de resistencia o de indicadores de biodiversidad, resulta imposible. Esto es así debido a la imposibilidad de crear una capa de densidad de LF fiable a resoluciones habituales en análisis de conectividad para la IV (téngase en cuenta que los datos LUCAS se agregan en estratos de extensiones geográficas muy superiores a los tamaños de píxel necesarios). Por tanto, al no poder utilizarse en la creación de capas de resistencias, los datos LUCAS no son susceptibles de aplicación alguna en el procedimiento basado en la densidad de caminos de coste mínimo.

## Small Woody Features

En el informe de la *European Environment Agency* (EEA, 2023) "*Quantification of landscape features in agricultural areas using Copernicus products: An overview of recent developments*", se analizan las fuentes de datos que puedan ser empleadas para el cartografiado, de cierto detalle, de los elementos del paisaje, pues la cartografía resultante tendría aplicación en el cálculo de un indicador basado en la proporción de tierra agraria con un cierto grado de elementos del paisaje. En este informe, se indica que, debido a la gran extensión superficial a cartografiar, la superficie completa de los países de la UE, y la resolución espacial requerida, únicamente se consideran como candidatas razonables las capas de alta resolución (*High Resolution Layers*, HRL) del *Copernicus Land Monitoring Service* (CLMS). Además, se señala también que actualmente no se dispone de datos espaciales para todos los tipos de elementos del paisaje.

Los productos HRL a considerar para los análisis de conectividad serían **Small Woody Features (SWF)** y **Water and Wetness (WAW)**. SWF incluye una capa ráster de resolución 5m que identifica las siguientes estructuras de vegetación: setos, alineaciones de árboles o matorrales a lo largo de lindes y caminos, vegetación riparia, así como grupos de árboles o matorrales dispersos o aislados. Además, también se genera a partir de esta capa un agregado a 100m de resolución de densidad de elementos del paisaje. Por su parte, WAW incluye capas con resolución de 10m ó 10 m, y facilita información acerca de la presencia y condición de agua y zonas húmedas susceptibles de ser hábitat o mejorar la calidad de este para muchas especies.

Con respecto a estas capas, algunas consideraciones a tener en cuenta, según el informe de la EEA al respecto son:

- La capa SWF solo incluye una parte de los tipos de elementos del paisaje que podrían considerarse para los análisis. Los muros de piedra, las lindes, y las charcas y cunetas no se identifican en esta capa.
- La capa WAW no es adecuada para obtener datos de pequeñas charcas susceptibles de ser hábitat en las que la diferenciación entre el origen artificial o natural de la misma sea relevante.
- La resolución de ambas capas podría ser mayor que el criterio que se establezca para la identificación de elementos del paisaje.
- La información disponible sobre la calidad de los productos recomienda el uso de la capa *Woody Vegetation Mask (WVM)*, en vez de SWF, que se deriva de ella, para el cálculo de indicadores sobre densidad de elementos del paisaje.

### 4.2.1.3 Procedimiento metodológico para ecosistemas agrarios

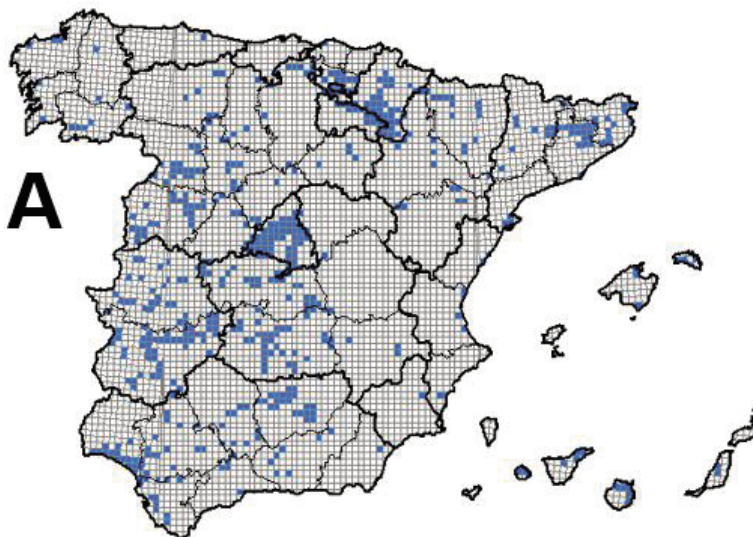
#### A) Áreas núcleo

Las áreas agrarias de AVN, identificadas en el trabajo de Olivero y Martín (2021) a partir de las presencias de las especies ligadas al ámbito agrario, se pueden interpretar como las zonas que constituyen el hábitat potencial del conjunto de estas especies, objetivo en este apartado (aunque debe tenerse en cuenta que el conjunto de especies probablemente varíe de una zona a otra). El método seguido en ese trabajo incluye el cartografiado de un índice de biodiversidad y el de la favorabilidad para el conjunto de especies, esta última adaptación metodológica de modelos de calidad o idoneidad de hábitat. Por tanto, la **identificación de áreas núcleo de hábitat potencial** en el caso de especies ligadas a ámbitos agrarios puede llevarse a cabo a partir de las cartografías resultado del mismo, similares a las habituales en análisis de conectividad y por tanto coherentes con los procedimientos del apartado 4.1.2.

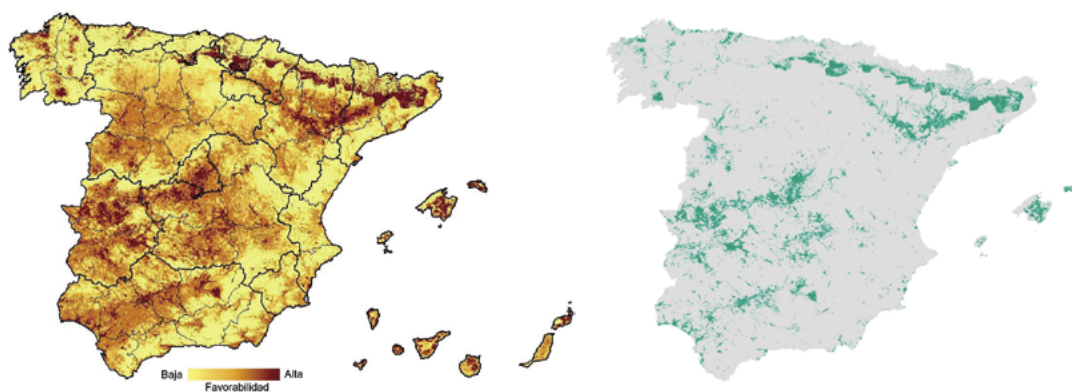
De los productos derivados del trabajo de Olivero y Martín (2021), tres podrían ser utilizados para la identificación de áreas núcleo en los análisis de conectividad terrestre:

- a) **Capa del Índice de Biodiversidad (IB)** con umbral de corte en percentil 90 (resolución 10x10 km), obtenida en el paso 3 del epígrafe 4.2.1.2(A) Áreas agrarias de AVN (Figura 4.3).

**Figura 4.3.** Capa resultante del Índice de Biodiversidad, percentil 90 (resolución 10x10km). Fuente: Olivero y Martín (2021).

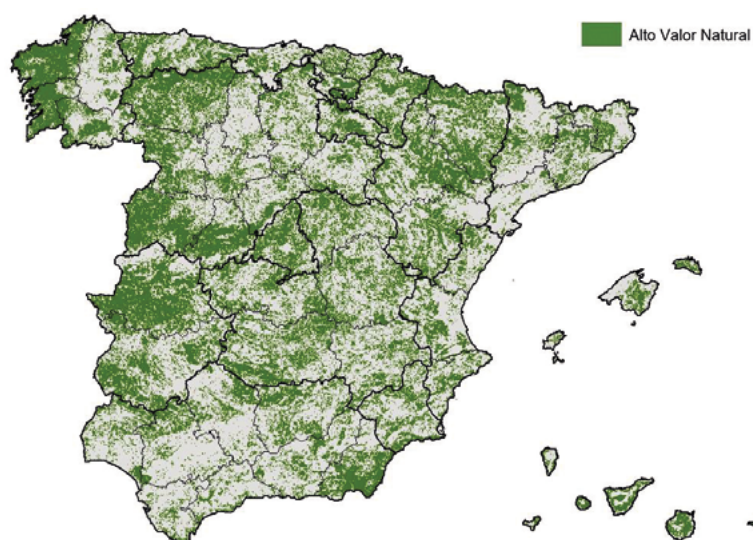


- b) **Capa de favorabilidad (F)** para IB-percentil 90 y esquema contextual de cuatro territorios (diferencia regiones Eurosiberiana y Mediterránea), considerando todas las variables (agrarias y no agrarias), con resolución espacial de 10x10 km ó 1x1 km, obtenida en los pasos 5 a 7 del epígrafe 4.2.1.2(A) Áreas agrarias de AVN (Figura 4.4).



**Figura 4.4.** Capa de Favorabilidad (izquierda) y áreas núcleo de alta favorabilidad ( $F > 0,8$ ) en verde (derecha). Resolución 10x10km. Fuente: Olivero y Martín (2021).

- c) **Capa de zonas agrarias potencialmente de Alto Valor Natural (AVN)**, obtenida en el paso 8 del epígrafe 4.2.1.2 (A) Áreas agrarias de AVN (Figura 4.5), con resolución espacial de 1x1 km.



**Figura 4.5.** Capa de zonas agrarias potencialmente de Alto Valor Natural (AVN). Resolución 1x1 km. Fuente: Olivero y Martín (2021).

## B) Resistencias

Olivero y Martín (2021) indican en su trabajo que el modelo de **favorabilidad (F)** que ofrece mejores resultados es el que considera el percentil 90 del IB y se hace por separado para las dos regiones biogeográficas peninsulares. Este modelo es el mismo indicado anteriormente para la identificación de áreas núcleo, y que en este caso supone la única opción, de entre las capas producidas en el trabajo, para crear una capa de resistencias con diferentes valores. Para ello, deben transformarse los valores de F mediante alguno de los métodos habituales (función que convierta F en resistencia, considerando que a **más favorabilidad menos resistencia**).

Por otra parte, en la Tabla 4.1 se establecen cuatro ecoperfiles genéricos para la aplicación de la metodología basada la disponibilidad de hábitat a escala paisaje. El ecoperfil con código P se denomina "Especialistas de pastizales y cultivos herbáceos

de alto valor natural”, definido por unos requerimientos ecológicos dados por “más del 50% de cobertura de pastizal o cultivos herbáceos de alto valor natural y menos del 10% de arbolado”. En la Tabla 4.4 se facilitan unos **valores de resistencia** genéricos para este ecoperfil en base a categorías de uso y cubierta del suelo derivadas del SIGPAC.

Del mismo modo podría emplearse la cartografía de elementos del paisaje realizada por el SIGPAC para la integración de estos en las capas de resistencia, en tanto en cuanto los datos presenten continuidad espacial.

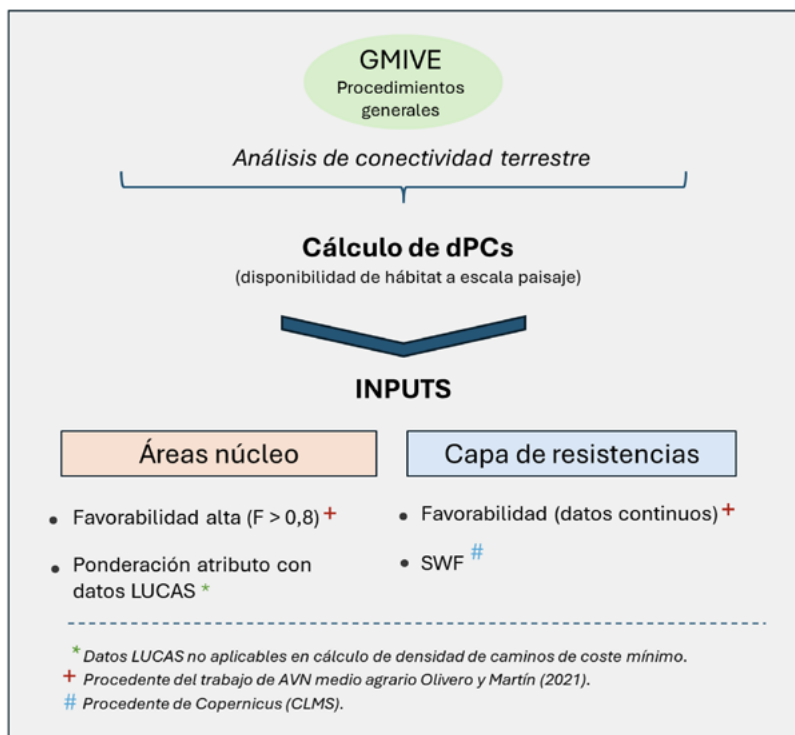
Finalmente, en el proyecto que dio lugar al “Análisis demostrativo de conectividad ecológica de ecoperfiles de especies en la península Ibérica”<sup>21</sup> (González Ávila et al., 2023), editado por el MITECO, se generaron dos superficies de resistencia con resolución de 1x1 km para sendas especies esteparias con vulnerabilidad alta y media a la fragmentación de su hábitat, la ganga ortega y el cernícalo primilla respectivamente.

[21] <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/infraestructura-verde/iv-ecoperfiles.html>

### C) Procedimiento general

En relación al ecoperfil de especies ligadas al ámbito agrario y los conjuntos de datos disponibles, y los procedimientos generales del epígrafe 4.2.1.3 aquí discutidos (áreas núcleo y capas de resistencias), se define un procedimiento específico para evaluar la conectividad ecológica en ecosistemas agrarios con los siguientes pasos:

1. **Identificación de las áreas núcleo** con base en la favorabilidad cartografiada en el trabajo de Olivero y Martín (2021).
2. Cálculo del atributo de cada área núcleo, con base en su superficie, **ponderada por la densidad de elementos del paisaje** en cada una obtenida a partir de los datos LUCAS de la campaña de 2022.
3. **Creación de una capa de resistencias**, al movimiento de las especies ligadas al ámbito agrario, a partir de las cartografías de favorabilidad y Small Woody Features, ambas de cobertura geográfica continua en España.
4. **Cálculo de caminos de coste mínimo** entre áreas núcleo y obtención del coste acumulado de cada uno.
5. **Cálculo de los valores de dPC** de áreas núcleo y enlaces entre éstas, los cuales facilitan una estimación de la importancia relativa de cada área y enlace en la conectividad y hábitat disponible para las distintas especies ligadas al ámbito agrario.
6. Localización de los enlaces y áreas núcleo prioritarias en el escenario de conservación, así como de los enlaces en el escenario de restauración.



**Figura 4.6.** Esquema general del procedimiento seleccionado para el análisis de conectividad de hábitats ligados al ámbito agrario.

Este procedimiento se define considerando una escala de análisis dada por España peninsular y teniendo entre los objetivos la identificación de áreas prioritarias de restauración (no solo conservación). Las áreas núcleo y capas de resistencia así generadas serían igualmente válidas en caso de aplicar el procedimiento basado en la densidad de caminos de coste mínimo (en cuyo caso la ponderación con datos LUCAS podría obviarse). Además, serían igualmente aplicables las capas del índice de biodiversidad (IB) de Olivero y Martín (2021) en vez de la capa de favorabilidad. Al combinarse IB o favorabilidad con los datos LUCAS para la localización y asignación de atributos a los nodos, se consideran de forma conjunta tres factores para ello: riqueza de especies, grado de amenaza y densidad de elementos del paisaje.

En la **ponderación del atributo de los nodos** podrían integrarse las capas de *Copernicus WAW (Water and Wetness)*. Además, también se podrían considerar los SWF (*Small Woody Features*), o alternativamente WVM (*Woody Vegetation Mask*) definiendo previamente qué elementos de WVM en concreto incorporar, evaluando previamente su redundancia con los datos LUCAS. En la generación de la capa de resistencias podría integrarse igualmente WAW, o WVM en sustitución de SWF.

En el Anexo VII de esta guía se presenta un ejercicio completo de aplicación de la metodología aquí desarrollada, utilizando los datos sugeridos, para la identificación de áreas prioritarias para la conectividad en ecosistemas agrarios a escala de España peninsular.

## 4.3 Modelización y representación cartográfica de la conectividad de hábitats zonales

La siguiente metodología permite modelizar la conectividad ecológica de hábitats zonales utilizando **modelos de conectividad basados en superficies de coste**.

Los modelos basados en superficies de coste expresan la conectividad regional en términos de **coste de desplazamiento por un territorio**. Este coste va a depender de la estructura del paisaje y de las características del nicho ecológico de la especie, dejando fuera la dimensión temporal. A diferencia de los modelos de dispersión (Pearson et al., 2004), que expresan la conectividad entre poblaciones utilizando la capacidad de dispersión y supervivencia de las mismas, utilizar la dificultad de tránsito por un territorio (coste) permite modelizar la conectividad sin necesidad de considerar la presencia de un proceso de dispersión, y, por tanto, sin necesidad de conocer detalladamente la dinámica poblacional de la especie objeto de estudio.

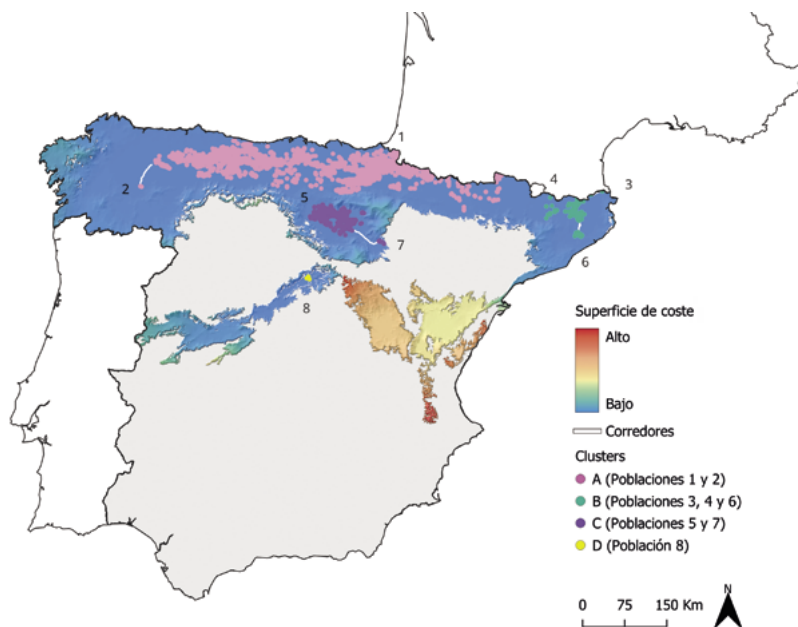
Estos modelos de conectividad se componen de (1) una superficie de coste, (2) un conjunto de poblaciones, obtenidas a partir de las distribuciones observadas, y (3) los corredores de mínimo coste que las conectan (Figura 4.7). La identificación de estos corredores, así como el análisis de la relación entre poblaciones y entre estas con su territorio, son herramientas de gran utilidad para el desarrollo de la Infraestructura Verde. Además de localizar físicamente las áreas que conectan las poblaciones, el análisis de la configuración de la red de poblaciones permite identificar las contribuciones parciales de éstas para la conectividad global, facilitando la asignación de recursos y esfuerzos para la gestión y protección de las mismas.

Se entiende como **hábitats zonales** aquellas formaciones de vegetación cuya distribución viene dada por amplios gradientes climáticos (temperatura y precipitación) y edafológicos, y no por factores locales como la topografía. Por otro lado, los hábitats **azonales** se distribuyen según condiciones ambientales locales y los **extrazonales** obedecen a gradientes cortos y repetitivos pero presentes en cualquier parte del territorio como, por ejemplo, los bosques de ribera. De los hábitats presentes en el territorio peninsular, gran parte de los bosques, matorrales y pastos siguen una distribución zonal, por lo que sería posible aplicar la siguiente metodología para su modelización.

La metodología descrita en este capítulo fue desarrollada como parte del proyecto *Evaluación de la conectividad ecológica de tipos de hábitat en España e identificación de una red integrada de corredores*<sup>22</sup> (Zuazu et al., 2024), en el que se produjeron modelos de distribución predictiva y de conectividad ecológica para 31 hábitats forestales, a partir de los datos de distribución observada de la Cartografía de los Tipos de Hábitat Forestales de España (CHFE50; Sánchez de Dios et al., 2019). Además, como resultado de este trabajo se ha generado un **mapa de Zonas de Alta Conectividad de hábitats**

[22] <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/infraestructura-verde/conectividad.html>

**forestales para el territorio peninsular.** Dicho mapa es el resultado de la conversión de las 31 superficies de coste a mapas binarios, y su posterior adición, e indica la localización de las zonas de alta conectividad y el número de hábitats forestales zonales a los que da servicio. Este producto permite una primera identificación de estas zonas de alta conectividad a escala de la Península Ibérica y ofrece la posibilidad de identificar unidades territoriales que sirvan para la conservación de más de un hábitat.



**Figura 4.7.** Mapa de conectividad para el hábitat CHFE50 111MN\_22\_Hayedos (*Fagus sylvatica*) montanos o supramediterráneos, producido dentro del proyecto Evaluación de la conectividad ecológica de tipos de hábitat en España e identificación de una red de corredores (Zuazu et al., 2024). El modelo de conectividad muestra ocho poblaciones, siete de ellas conectadas en tres clusters (agrupaciones de poblaciones conectadas entre sí) y una, la población 8, aislada. Las poblaciones aparecen numeradas y representadas con puntos de colores según su pertenencia a un mismo cluster. Los corredores de mínimo coste se ilustran con líneas blancas que conectan las poblaciones. La superficie de coste se representa con un gradiente de relieve y de color en el que los valores de coste más altos aparecen en rojo-amarillo y los más bajos en azul. Las barreras a la presencia de la especie aparecen en gris.

### 4.3.1 Descripción de la metodología

El objetivo de la metodología es la generación de modelos de conectividad basados en superficies de coste a partir de la distribución observada y la distribución predictiva de las especies objeto de estudio.

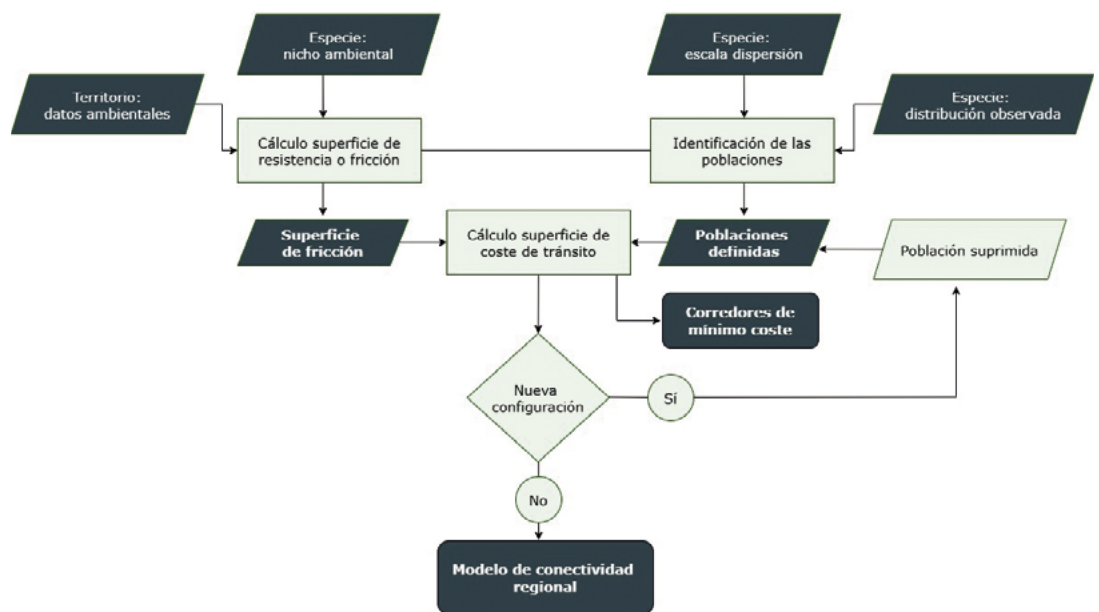
El desarrollo de la metodología consta de cuatro pasos: 1) la generación de superficies de fricción, 2) la definición de las poblaciones, 3) el cálculo de la superficie de coste y corredores de mínimo coste y 4) la elaboración final del mapa de conectividad (Figura 4.8). El modelo de datos utilizados en la metodología son imágenes ráster y las características del paisaje estarán reflejadas en los valores de los píxeles que conforman estas imágenes.

El desarrollo y aplicación de esta metodología se realizó utilizando el *ALgoritmo para la COnectividad Regional ALCOR* (del Barrio et al., 2006; Rodríguez et al., 2008). ALCOR proporciona procedimientos simplificados y generalizables para algunos pasos críticos en la modelización de la conectividad, está orientado a determinar la importancia individual de las poblaciones; y reúne toda la secuencia de modelización en un único flujo de trabajo que resulta sencillo de implementar en cualquier Sistema de Información Geográfica (SIG) con capacidades ráster. En este apartado, se ilustrarán los pasos que

ejecuta el algoritmo para que puedan aplicarse en cualquier software SIG o entorno libre de programación como R o Python. Por su parte, los grafos de red se produjeron utilizando el paquete de R *igraph* (Csardi y Nepusz, 2006).

A continuación, se detalla cada uno de los pasos a seguir, acompañado de un diagrama que ilustra la operación a realizar y/o de una imagen con el resultado de la misma. Este ejercicio se ha realizado en el software libre *TerrSet liberaGIS* (Clark Center, 2024) con un set de datos de prueba para una especie ficticia alfa, con el simple propósito de ilustrar esta guía. Esta especie ficticia está inspirada en los atochares de *Macrochloa tenacissima* en el sureste peninsular español, pero su distribución ha sido modelizada mediante lógica difusa, con objeto de asegurar respuestas consistentes y predecibles a los gradientes ambientales del área de estudio. Consta de siete poblaciones y seis corredores que las conectan a excepción de una población (la población número seis) que se encuentra aislada.

**Figura 4.8.** Diagrama que ilustra los pasos de la metodología desarrollada en Zuazu et al., 2024.



## PASO 1: Generación de las superficies de fricción

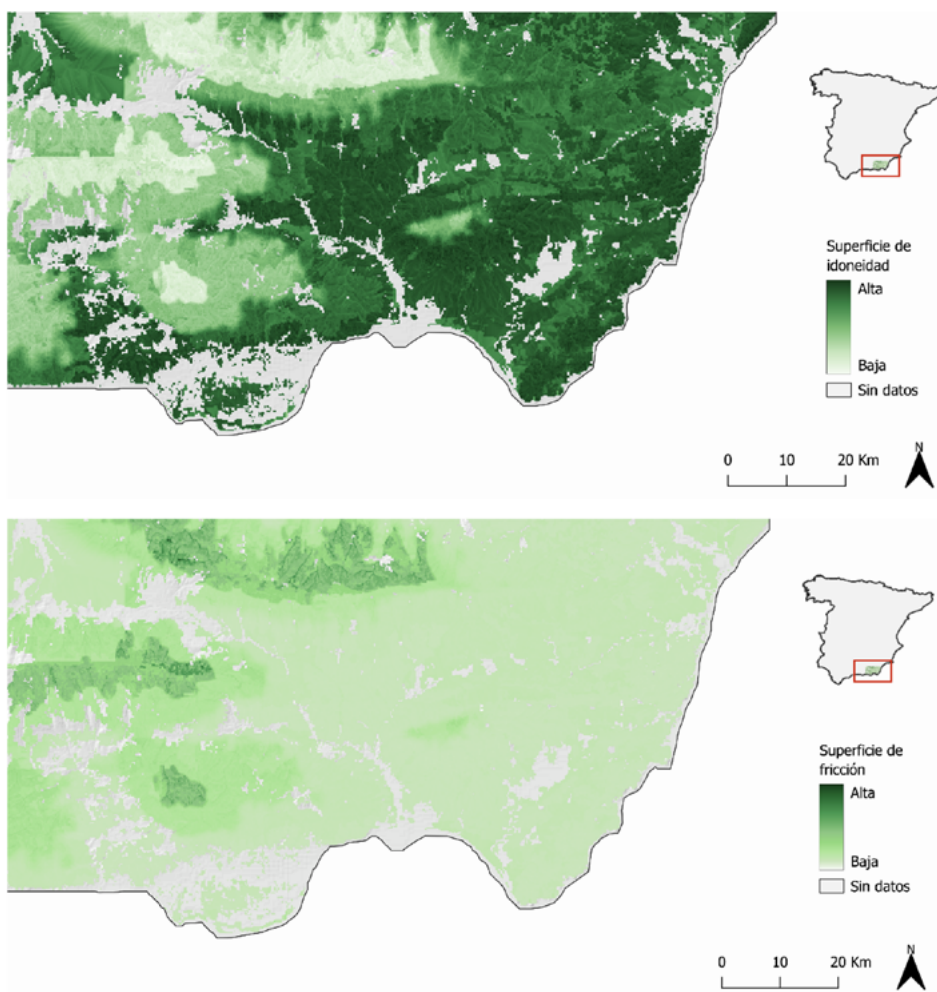
El concepto de coste que utilizan estos modelos se define como la fricción acumulada cuando se produce el tránsito entre dos localizaciones que representan poblaciones del taxón modelizado. La fricción o resistencia al desplazamiento informa de la dificultad de movimiento que un territorio ofrece a una especie y será opuesta a la idoneidad del mismo. La codificación del área de estudio en una **superficie de fricción** se realiza a partir de un modelo de distribución predictiva. Estos modelos informan de la probabilidad de presencia de una especie ( $p$ ) en un área dando valores entre 1 (presencia) y 0 (ausencia) y pueden entenderse como superficies de idoneidad. La superficie de fricción se calcula como la inversa ( $1/p$ ) de la probabilidad calculada.

Existen distintos métodos para producir modelos de distribución predictiva, como *MaxEnt* (Çoban et al., 2021) u *openModeller* (Muñoz et al., 2009), así como repositorios de modelos disponibles de libre acceso, como es el caso de *ForesteCCo*<sup>23</sup>, un visor de modelos de distribución de hábitats forestales. Los modelos de distribución predictiva producidos en el ejercicio descrito en Zuazu et al., (2024), se generaron por medio del algoritmo *Random Forest* (Breiman, 2001) a partir de las distribuciones observadas del nivel S\_NAT3 de la CHFE50 y predictores climáticos, litológicos y estado de madurez ecológica<sup>24</sup>.

[23] <https://forestecco.org>

[24] Para mayor detalle sobre la modelización, parametrización y validación de los modelos, consultar Zuazu et al. 2024.

- *Datos de entrada:* Modelos de distribución predictiva que indiquen la probabilidad de presencia de la especie (p) como 0 y 1. Esta superficie informa de la idoneidad del territorio para la presencia y dispersión de la especie. Formato ráster o GeoTIFF.
- *Operación:* La superficie de fricción se obtiene como la inversa de la superficie de idoneidad (1/p) mediante una sencilla operación con una calculadora de imágenes.
- *Datos de salida:* Superficie de fricción.



**Figura 4.9.** Superficies de idoneidad (arriba) y de fricción (abajo). Los valores más altos de idoneidad corresponden con los valores de menor fricción.

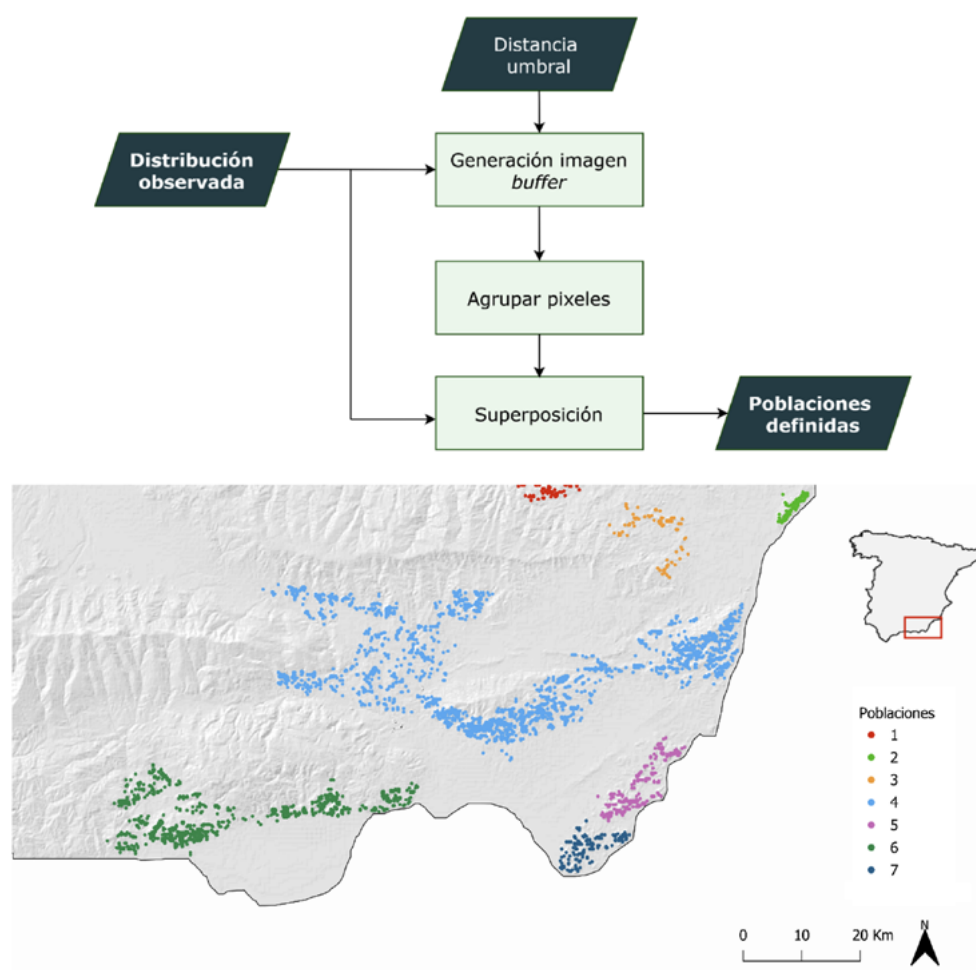
## PASO 2: Definición de las poblaciones

El siguiente paso es conocer la **configuración de las poblaciones** a partir de las distribuciones observadas.

Aplicando una distancia de dispersión umbral como criterio discriminador, dos píxeles serán considerados como pertenecientes a dos poblaciones distintas si superan dicha distancia. Esta distancia debe reflejar la capacidad de dispersión de la especie a modelar y permite distinguir dos poblaciones como distintas entre sí.

- *Datos de entrada:* Datos de distribución observada. Formato ráster o GeoTIFF.
- *Operación:* Agrupar los píxeles del archivo con los datos de distribución observada en base a una distancia umbral que indique el aislamiento poblacional. Creando un buffer alrededor de los píxeles con esta distancia de dispersión y superponiéndolo a los datos de distribución observada, se puede utilizar una orden que agrupe los píxeles que caigan dentro del buffer.
- *Datos de salida:* Imagen con el total (N) de las poblaciones definidas.

**Figura 4.10.** Diagrama con la secuencia lógica de la operación a realizar y la imagen resultante con las poblaciones definidas (píxeles en color).



### PASO 3: Superficies de coste y corredores de mínimo coste

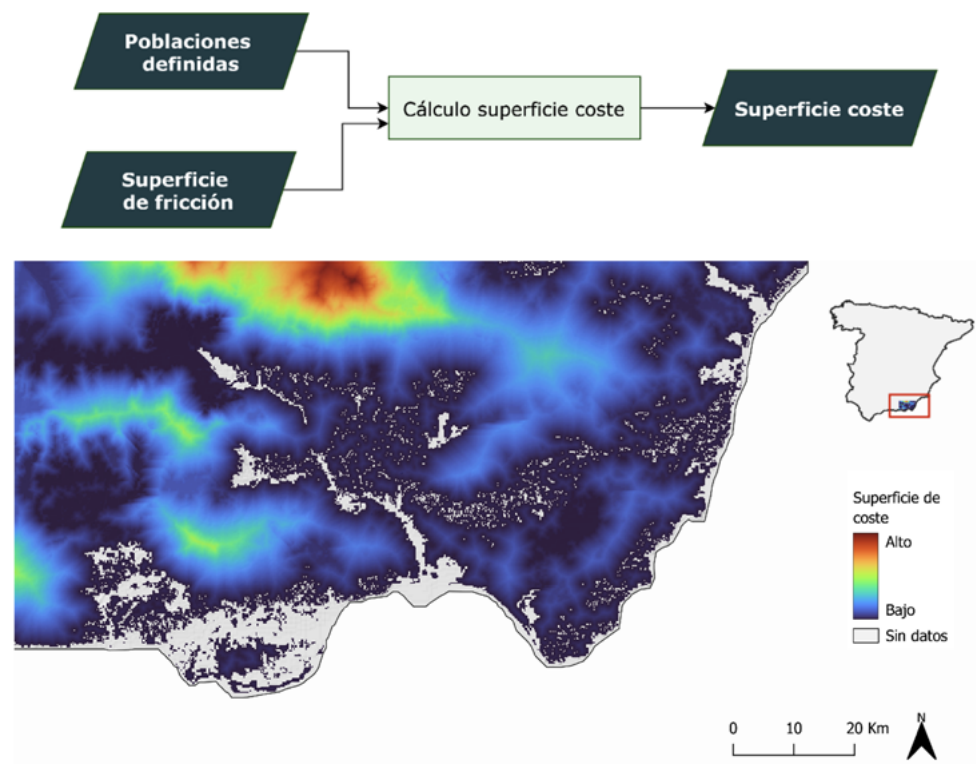
Tras definir las poblaciones y la superficie de fricción, se genera la **superficie de coste**, que representa los valores de fricción acumulados al desplazarse desde cualquier punto del área de estudio hasta la población más cercana. Las zonas donde se encuentran las poblaciones tendrán los valores de coste más bajos, mientras que las áreas alejadas mostrarán los valores más altos. Si se interpreta como un mapa topográfico, los puntos de menor coste aparecerán como valles y los de mayor coste como picos. Las áreas con costes bajos y continuos funcionarán como **corredores ecológicos**, mientras que las zonas con costes elevados actuarán como barreras.

Sobre esta superficie de coste se calculan los corredores de mínimo coste entre poblaciones. Para ello, se elimina cada población y se genera una nueva superficie de coste, asociada a esta supresión, que será igual al de referencia, a excepción del área de influencia de la población eliminada. El mapa con la **nueva configuración** mostrará un aumento del coste en las celdas donde antes se encontraba la población, permitiendo identificar las celdas con valores de bajo coste que conectan la población suprimida con la población más cercana de las que permanecen.

- *Datos de entrada:* Superficie de fricción y archivo con las poblaciones definidas, generados en los pasos 1 y 2, respectivamente.
- *Operación:* Este paso se divide a su vez en cinco pasos: (1) generar una superficie de coste de referencia, (2) generar los archivos correspondientes a cada población por separado, (3) generar los archivos para cada nueva configuración de N-1 poblaciones (el total de las poblaciones menos una población), (4) generar las superficies de coste correspondientes a los N-1 escenarios y (5) calcular los corredores de mínimo coste a partir de las N-1 superficies de coste de referencia.
- *Datos de salida:* Superficie de coste de referencia, los corredores de mínimo coste asociados a cada población y sus correspondientes archivos de coste.

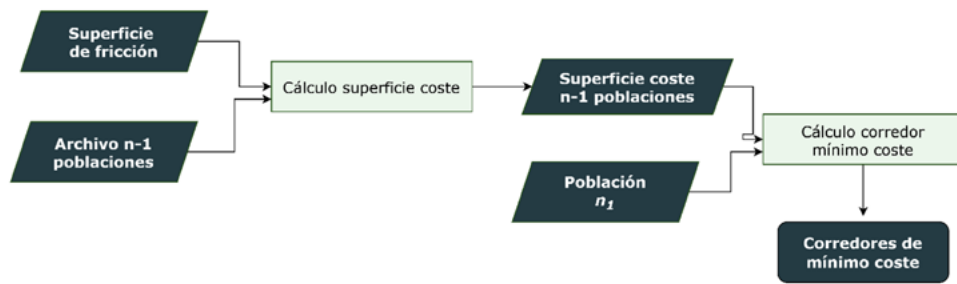
**3.1 Generar una superficie de coste de referencia:** A partir del archivo con las N poblaciones definidas y la superficie de fricción, se genera la superficie de coste de referencia. Las poblaciones establecen ubicaciones objetivo para los tránsitos, que se producen a través de la superficie de fricción. La superficie de coste resultante es conceptualmente similar a un mapa de distancias, salvo que las unidades no son euclidianas, sino que dependen de la fricción acumulada. Muchos softwares SIG ráster incorporan módulos de distancia de costes que pueden utilizarse.

**Figura 4.11.** Diagrama con la secuencia lógica de la operación a realizar y la imagen resultante con la superficie de coste de referencia. Los valores más altos de coste se indican en rojo. Las zonas con los valores de coste más bajos corresponden con las localizaciones de las poblaciones.

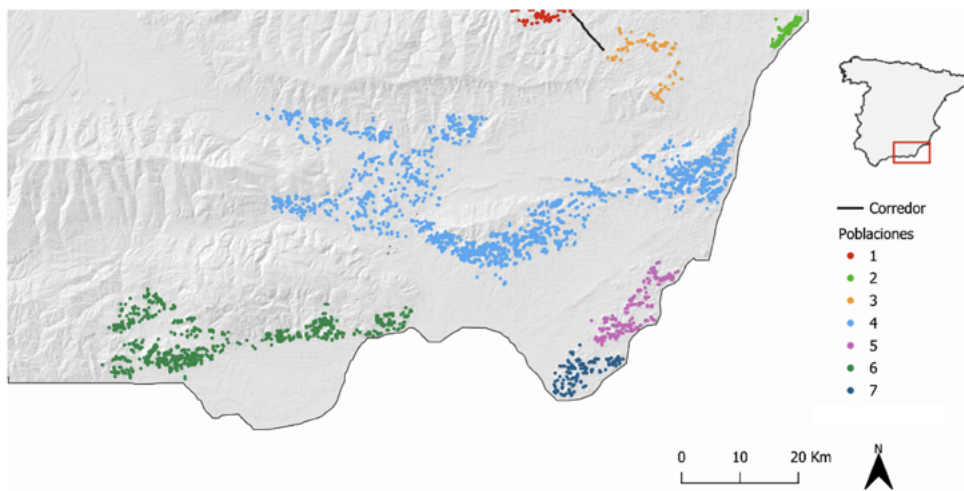


- 3.2 **Generar los archivos correspondientes a n poblaciones por separado:** A partir de la imagen con todas las poblaciones definidas, se seleccionan los valores de la imagen ráster correspondientes a cada población. Esto puede hacerse de forma sencilla con una calculadora de imágenes o reclasificando.
- 3.3 **Generar los archivos con n-1 poblaciones:** Utilizando las mismas herramientas, se generan las imágenes para las n-1 poblaciones, deseleccionando la población deseada.
- 3.4 **Generar las superficies de coste correspondientes a los n-1 archivos:** Del mismo modo en el que se calculó la superficie de coste de referencia (paso 3.1), para generar la superficie de coste para el escenario sin la población  $n_i$ , se utiliza la imagen con todas las poblaciones menos  $n_i$  y la superficie de fricción.
- 3.5 **Calcular los corredores de mínimo coste:** A partir de la superficie de coste generada para los escenarios n-1 poblaciones, se generan los corredores de mínimo coste que conectan la población suprimida con la población más cercana. Estos corredores tienen una direccionalidad definida por la diferencia de coste entre píxeles. Un corredor tomará el camino más corto desde los píxeles donde está  $n_i$ , hasta el mínimo local más próximo, el cual corresponde a una población, y será menos probable que tome el camino contrario. El coste de cada corredor se obtiene con la suma de todos los píxeles de la **superficie de fricción** por donde pasa y puede obtenerse con módulos que den información estadística (valor medio, mínimos, máximos, suma total...) de imágenes ráster.

Muchos softwares SIG ráster incorporan módulos para calcular corredores de mínimo coste (*least-cost path*). Como datos de entrada se toman la superficie de coste sin la población seleccionada ( $N - n_1$ ) y el archivo que contiene los datos sólo de la población seleccionada  $n_1$ .



**Figura 4.12.** Diagrama con la secuencia de la operación a realizar y la imagen resultante con el corredor de mínimo coste (en gris) que sale de la población 1, dentro del sistema de poblaciones.



#### PASO 4: Elaboración del mapa de conectividad

Repitiendo los pasos 3.4 y 3.5 para todas las poblaciones, pueden superponerse los resultados para obtener el modelo de conectividad final. Al calcularse caminos de mínimo coste entre la población suprimida y la población más cercana, se pueden superponer todos los resultados para obtener una **red de corredores** entre todas las poblaciones.

Una vez que este proceso se ha realizado con cada población, los resultados son superpuestos en un único mapa de conectividad compuesto de la superficie de coste general, los núcleos de población identificados para el taxón y la red de corredores que conecta entre sí las distintas poblaciones (Figura 4.13).

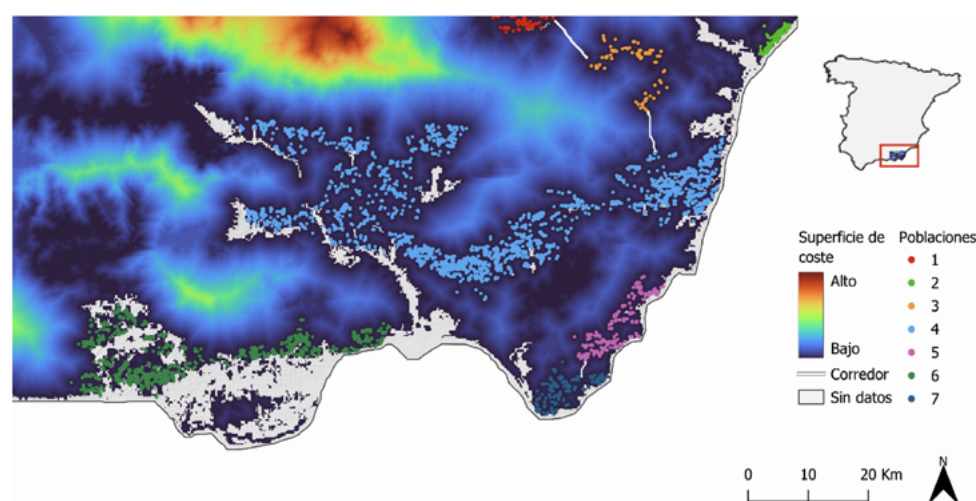
Así, el modelo final se construye superponiendo la superficie de coste de referencia (paso 3), las poblaciones definidas según la distancia umbral seleccionada (paso 2) y la red de corredores de mínimo coste (paso 4).

La conectividad es un atributo estructural, y su validación no puede realizarse mediante observaciones puntuales en un corto período de tiempo. En la práctica, la conectividad de un taxón en un territorio queda bien reflejada por sus patrones de

dispersión a muy largo plazo. Dichos patrones son genéticos, y desde este punto de vista, recursos como el *Visualizador de la distribución de especies forestales en España y sus regiones de procedencia*<sup>25</sup> (Martínez-Fernández et al., 2016) son de gran ayuda para interpretar los resultados de los modelos de conectividad. Más allá de ello, y debido a la ausencia generalizada de estudios genéticos de distribución de especies que permitan establecer una correlación entre distancia genética y distancia de coste, los mapas de conectividad son validados mediante inspección visual del mapa correspondiente y valoración razonada de su verosimilitud en base a criterio experto. En caso de que tales estudios se encuentren disponibles, se recomienda utilizarlos para la validación de los modelos generados.

[25] <https://www.inia.es/serviciosyrecursos/recursosdocumentales/visualizadorescartograficos/visorcomparativedistribucionesespeciesforestales/Paginas/Home.aspx>

**Figura 4.13.** Mapa con el modelo final que resulta de la superposición de la superficie de coste, las poblaciones definidas (puntos de colores) y los corredores de mínimo coste (líneas entre poblaciones).



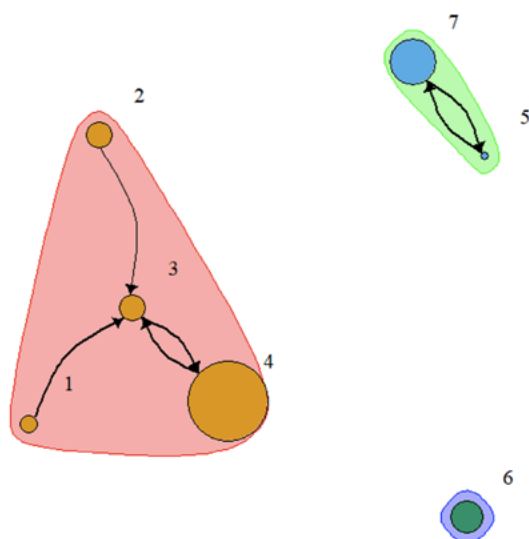
### 4.3.2 Grafos de red

Los modelos de conectividad pueden representarse como **grafos de red** en los que los nodos se corresponden con las poblaciones identificadas y las aristas con los corredores (caminos de mínimo coste; Figura 4.14). Cada corredor sólo conecta con la población más cercana y no con varias poblaciones, por lo que, de cada población sólo sale un corredor. Esta simplificación de la red de conectividad permite la abstracción de la dimensión espacial y el análisis de la estructura de red en términos de conectividad topológica y no de estructura geográfica. A través de este análisis, podemos obtener información sobre la estructura de la red como el número de agrupaciones de poblaciones, el número de corredores de cada red (el tamaño de la misma), cuáles son las poblaciones con mayor grado de conexión (entrada y salida de corredores), así como el coste asociado a cada corredor.

Los grafos de red asociados a estos modelos permiten un análisis sistémico y visual del conjunto de corredores y poblaciones, así como un análisis cuantitativo mediante la exploración de los parámetros de red obtenidos. La información que puede obtenerse de estos tipos de análisis sirve para identificar el papel de las poblaciones en la estructura de la red, distinguiendo cuáles contribuyen más o menos a que el conjunto de poblaciones

mantenga unos niveles de conectividad deseables para su supervivencia y cuáles podrían ser más prescindibles. Otro potencial análisis con los grafos de red es la comparación de diferentes escenarios en los que la configuración de las poblaciones cambie.

- *Datos de entrada:* Archivo de texto que identifique la población de inicio y fin de cada corredor junto a su valor de coste y un archivo de texto que indique el tamaño (número de píxeles)(Tabla. 4.6).
- *Operación:* La generación y exploración de los grafos puede hacerse con el paquete de R *igraph* (Csardi y Nepusz, 2006). A través del paquete *network* (Butts et al., 2015) puede modificarse visualmente el gráfico de red para reflejar la direccionalidad y coste de los corredores entre poblaciones, así como identificar los grupos de poblaciones (*clusters*) conectados entre sí. Estos paquetes permiten representar la anchura del corredor proporcional al coste de transitar por el mismo, y representar el tamaño de las poblaciones proporcional al número de conexiones (corredores que entran y salen de la misma) que posee.
- *Datos de salida:* Imagen y archivo con el grafo de red.



From	To	Cost
1	3	2
2	3	4
3	4	2
4	3	2
5	7	2
7	5	2

id	cell
1	52
2	77
3	77
4	1792
5	180
6	728
7	138

**Figura 4.14.** Grafo correspondiente al modelo de conectividad final. El tamaño de los nodos (poblaciones) es proporcional al número de píxeles de las poblaciones. La anchura de los corredores es inversamente proporcional a su coste. Las flechas terminales indican su dirección. Los grupos de poblaciones conectadas por corredores aparecen sombreados con color. En este ejemplo realizado con el set de datos de prueba para la especie ficticia alfa, la población 1 y la 2 conectan con la 3, la 3 con la 4 y la 4 con la 3, formando un grupo. Las poblaciones 5 y 7 conectan entre sí formando otro cluster y la población 6 no conecta con ninguna otra.

**Tabla 4.6.** (Izquierda) Estructura del archivo de texto con el origen (from) y final (to) de los corredores y los valores de coste correspondientes (cost). (Derecha) Estructura del archivo de texto con el nombre de las poblaciones (id) y su tamaño expresado en números de píxeles (cell).

### 4.3.3 Conclusiones

La metodología propuesta permite la generación de los modelos de conectividad regional de forma objetiva y reproducible, basándose en las características del taxón y del territorio estudiado.

Siguiendo esta metodología, se puede identificar cada localización del territorio por su valor de coste al tránsito para la especie a modelar, los corredores de mínimo coste que conectan las poblaciones objeto de estudio, así como la relación entre estas poblaciones (cómo conectan entre sí, qué población recibe corredores y cuál los emite, cuántos corredores salen de cada población, etc.). El análisis de estas relaciones permitirá definir criterios para identificar el papel y la importancia de cada población en la configuración del sistema de poblaciones y la conectividad general del paisaje para el taxón estudiado.

La principal fortaleza de esta metodología reside en que la generación de la superficie de fricción no se basa en criterio experto sino en **datos de distribución observada y predictores ambientales** que se hayan utilizado para generar las distribuciones predictivas. Estos dos factores son los que determinan en mayor medida la calidad de los modelos generados. Adicionalmente, esta metodología facilita la utilización de herramientas y bases de datos públicas y gratuitas.

La calidad de los datos de distribución observada, en cuanto a su capacidad de capturar la presencia o ausencia de la especie a modelar, depende no sólo de las metodologías empleadas para anotar las observaciones, sino también de la escala a la que estos datos se estén representando. En general, esta escala debería ser coherente con la resolución espacial de los gradientes ambientales usados como predictores de la distribución.

La escala a la que se encuentren los predictores ambientales también influye en la calidad del modelo. Los predictores deben ser capaces de explicar la distribución del hábitat y deben utilizarse a la escala correspondiente en la que tienen ese poder explicativo sobre la distribución del hábitat.

Un requisito adicional al de la escala es el tamaño del área de estudio que, en general, debería ser suficientemente grande como para abarcar intervalos completos de los predictores ambientales. Modelizar la conectividad ecológica de hábitats zonales a **nivel de región biogeográfica** permite capturar la mayor parte de los gradientes bioclimáticos que controlan la distribución de dichos hábitats. Aplicar la metodología a un subconjunto de estos gradientes, definido por criterios administrativos y no ecológicos, conlleva el riesgo de producir artefactos que no reflejen la relación real de las poblaciones entre sí y con el territorio en el que se encuentran. Un ejemplo que ilustra la potencial aparición de estos artefactos es el modelo de conectividad de *Quercus suber* (código CHFE50 111MN\_43) producido en el ejercicio realizado en Zuazu *et al.*, (2024), en el que no se consideraron ni el territorio ni las poblaciones presentes en Portugal. De esta forma, el modelo entiende el límite entre ambos territorios como una barrera al tránsito de la especie cuando dicho impedimento no es real. En el contexto de la

identificación de los elementos de la infraestructura verde y planificación territorial, la producción de estos artefactos puede llevar a la exclusión de poblaciones y corredores que tienen un papel relevante en la conectividad del sistema poblacional o, al revés, puede producir una sobrestimación de importancia de unos elementos frente a otros.

Cabe destacar algunas de las características y supuestos en los que se apoya la metodología. Por un lado, la falta generalizada de estudios biogeográficos o análisis de diversidad genética que permitan conocer los patrones de movimiento a largo plazo de los taxones objeto de estudio, constituye un impedimento a la hora de validar las distancias umbral utilizadas para la elaboración de los modelos. La propuesta de realizar una validación visual a partir de los datos de distribución observada no es incorrecta pero siempre conllevará el riesgo de estar sobrestimando o subestimando la capacidad de dispersión del taxón. Es decir, puede haber modelos que estén considerando como poblaciones distintas, poblaciones que estén totalmente conectadas y deban entenderse como la misma, y viceversa.

Sin embargo, las distancias umbrales para definir poblaciones no alteran los resultados modelados de conectividad. Dichas distancias definen el conjunto de manchas de la distribución observada que serán consideradas una sola población (bajo el umbral) o varias poblaciones (sobre el umbral). Sin embargo, la solución modelada de conectividad es **inherente a la especificación de los valores de fricción**, y por ello se mantiene consistente entre todas las ejecuciones. Es decir, las zonas de alta conectividad serán siempre las mismas, ya que el valor de coste de cada localización solo depende del coste de llegar hasta ella desde la mancha de distribución más cercana. Sin embargo, que una mancha dada pertenezca a cierta población controla la identificación del corredor que la une a la población más cercana. En otras palabras, si el modelo es correcto, todos los corredores son verdaderos cualquiera que sea el umbral aplicado para definir las poblaciones. Simplemente cambia el nivel de detalle con que se muestran.

Por otro lado, los modelos asumen una anchura y un valor de coste de los corredores constante. Un análisis multivariante permitiría dotar de más detalle a estos corredores, aportando más información sobre las variaciones de coste dentro de los mismos y en las zonas adyacentes, así como el papel de estas en la conectividad del taxón estudiado. Debe tenerse en cuenta que la función principal de los corredores, tal como son calculados usando una superficie de resistencia, es **informar de las conexiones entre poblaciones, tanto en términos de prioridad como de localización espacial**. Desde este punto de vista, **pueden ser considerados instrumentales** para la fase final del análisis que se realiza sobre grafos de red.

La combinación de los resultados generados por esta metodología con el resto de elementos de la presente guía (servicios ecosistémicos, valoración de la biodiversidad del territorio y ecoperfiles) presenta una serie de complejidades que se comentan a continuación.

Por un lado, la naturaleza especie-específica de los modelos de conectividad basados en superficies de coste no permite la simple superposición de sus elementos para obtener una red de corredores de mínimo coste o una superficie de coste única para

distintas especies en un mismo territorio. Una solución a esta característica de los modelos es la presentada en Zuazu *et al.*, (2024) para obtener un mapa de **Zonas de Alta Conectividad para hábitats forestales** convirtiendo las superficies de coste de cada hábitat a valores binarios para luego sumar cada superficie. Sin embargo, la adición pudo realizarse porque los modelos se generaron utilizando **la misma metodología, los mismos predictores y la misma escala**. Según las características del hábitat a modelar, es posible que se requiera utilizar predictores topográficos a escala más local a la hora de generar el modelo de distribución predictiva. En este caso, la integración de los resultados de modelos de conectividad generados a partir de modelos de distribución que han utilizado diferentes predictores incrementa la complejidad del tratamiento de datos necesario para realizar dicha integración.

Forzar una integración entre los distintos elementos, habiendo estos sido calculados a escalas distintas y representando conceptos distintos, puede crear incoherencias y artefactos que lleven a interpretaciones erróneas.

Asimismo, categorizar las superficies de coste en Áreas prioritarias para la conectividad ecológica y Áreas importantes para la conectividad ecológica, no es un ejercicio tan directo en este caso. Las superficies de coste informan de las zonas con mayor conectividad (menor coste) o menor conectividad (mayor coste) pero el designar la importancia que tienen estas zonas para la conectividad, de cara a priorizar su protección, va a depender de los objetivos de conservación para cada especie y del resultado del análisis del modelo en sí. Como se ha comentado anteriormente, la importancia de una u otra población y de uno u otro corredor depende tanto de la configuración de las poblaciones como de los criterios que se utilicen en cada análisis (número de corredores de cada población, aislamiento, tamaño de los grupos...).

Las consideraciones anteriores deben entenderse más como especificaciones de uso que como limitaciones. En un territorio como el europeo, progresivamente fragmentado y sometido a cambios ambientales, los modelos de conectividad basados en superficies de coste permiten parametrizar el acantonamiento y comunicación de los efectivos de un hábitat o especie en el seno de su matriz de paisaje. Están relacionados formalmente con otras familias de modelos, por ejemplo, los de distribución predictiva (en su origen) y los topológicos de grafos (en su destino). En conjunto, forman un sistema metodológico cuya mayor eficacia es evaluar escenarios de cambio asociados al uso del suelo o a la deriva climática.

## 4.4 Propuesta metodológica para la valoración y representación cartográfica de la conectividad ecológica de ecosistemas fluviales

Los **ecosistemas de agua dulce** sustentan una gran cantidad de biodiversidad, además de brindar servicios de los ecosistemas esenciales a la sociedad (Grizzetti et al., 2019). Desafortunadamente, están entre los más amenazados del mundo (Dudgeon et al., 2006), especialmente los ríos (Grzybowski y Glińska-Lewczuk, 2019; Reid et al., 2019). En consecuencia, su biodiversidad está disminuyendo mucho más que en los ecosistemas terrestres más alterados (Sala et al., 2000).

Una de las principales amenazas al estado de conservación de los ecosistemas acuáticos es la **fragmentación de la conectividad** (Tickner et al., 2020). La conectividad espacial y temporal juegan un papel crucial en el mantenimiento de los procesos ecológicos naturales y la biodiversidad en los ecosistemas acuáticos continentales (Pringle, 2001; Fausch et al., 2002; Nel et al., 2011). Esta conectividad se presenta en tres dimensiones espaciales (Ward, 1989): *longitudinal* (cabecera-desembocadura), *lateral* (canal fluvial-llanura aluvial) y *vertical* (agua superficial-subterránea). Esto es fundamental para mantener la transferencia de energía y materia a lo largo de las redes hidrológicas, y con ello el funcionamiento de las redes tróficas y el funcionamiento normal del ecosistema a una variedad de escalas espaciales (Pringle, 2001; Bunn y Arthington, 2002; Fausch et al., 2002). La conectividad también es vital para la persistencia de algunas especies, como los peces diádromos que migran largas distancias para completar sus ciclos de vida, o para permitir la recolonización en sistemas estacionales después de perturbaciones periódicas de caudales altos o bajos (Albanese et al., 2009).

La conectividad espacial, en todas sus dimensiones, está condicionada por la presencia de agua, que muestra una marcada dinámica temporal en ambientes temporales como los ríos mediterráneos. En regiones climáticas con temporalidad pronunciada como en la mediterránea (Gasith y Resh, 1999), los períodos secos limitan la presencia de agua y las conexiones entre los diferentes elementos del sistema. Ríos y arroyos que están conectados hidrológicamente durante periodos húmedos pueden dejar de fluir durante la estación seca y quedan reducidos a un conjunto de pozas aisladas. Estos cambios temporales en las conexiones espaciales pueden tener implicaciones importantes para la comunidad y la dinámica poblacional (Taylor et al., 2006), y en última instancia para la viabilidad de la población (Magalhaes et al., 2007). Por ejemplo, la conectividad puede afectar a la reproducción y mortalidad al permitir o limitar el acceso a posibles sitios de reproducción (Taylor et al., 2006).

Sin embargo, la **conectividad espacial y temporal** en los ecosistemas acuáticos continentales está altamente **impactada por la actividad humana** (Tabla 4.7). La fragmentación de la conectividad causada por las **barreras artificiales** en los ríos es considerada una gran amenaza para los ecosistemas de agua dulce a escala global y una prioridad en la futura gestión para detener la disminución de la biodiversidad en estos ecosistemas (Tickner et al., 2020). La construcción de presas, azudes y otras infraestructuras transversales en los ríos ha afectado gravemente al fragmentar los ecosistemas fluviales en todo el mundo (Lange et al., 2019; Jones et al., 2019; Januchowski-Hartley et al., 2013), de los cuales sólo un tercio no están regulados por grandes represas (Grill et al., 2019).

**Tabla 4.7.** Principales problemas que afectan a los cuatro componentes de la conectividad.

Componente	Dimensión	Principal impacto humano
<b>Conectividad longitudinal</b>	Espacial	Barreras transversales
<b>Conectividad lateral</b>	Espacial	Barreras longitudinales, vías de transporte y ocupación de llanuras de inundación
<b>Conectividad vertical</b>	Espacial	Sobreexplotación de acuíferos
<b>Conectividad temporal</b>	Temporal	Alteración de caudales (cantidad y dinámica natural)

La magnitud del problema aumenta cuando se tiene en cuenta el impacto acumulado de miles de estas grandes y pequeñas infraestructuras. Por ejemplo, en un primer ejercicio de mapeo de infraestructuras transversales a escala europea, Belletti et al. (2020) pudieron describir la distribución de más de 1,2 millones de barreras. En el caso de España, el inventario de **barreras transversales** cuenta con más de 30.000 infraestructuras y 3.000 embalses repartidos a lo largo de las cuencas hidrográficas españolas. Además, la Dirección General del Agua, junto con las distintas Confederaciones Hidrológicas, ha desarrollado un *Inventario de Obstáculos Transversales*<sup>26</sup> en ríos.

[26] <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/agua/inventario-obstaculos-transversales.html>

En este capítulo se presenta una metodología sencilla y de aplicación práctica que permita abordar el **cálculo y representación cartográfica de la conectividad ecológica en ecosistemas fluviales**, complementaria al análisis de conectividad de ecosistemas terrestres desarrollada en el subcapítulo 4.1, proporcionando una **herramienta de apoyo a la toma de decisiones** para el diseño de redes de corredores fluviales. Dicha metodología resulta de aplicabilidad para diferentes grupos de fauna asociados a ecosistemas fluviales (mamíferos, peces, aves). Como resultado es posible obtener una cartografía que identifica una **red de corredores prioritarios para la conectividad ecológica de tramos fluviales** (tramos de alto valor para la conectividad) a diferentes escalas.

## 4.4.1 Desarrollo metodológico

Para el desarrollo de la metodología se ha utilizado el software *Marxan* (Ball et al., 2009) dando especial importancia a la **conectividad longitudinal** a lo largo de ejes fluviales siguiendo las directrices propuestas por Hermoso et al. (2011). *Marxan* utiliza un algoritmo de optimización para **priorizar la selección de tramos** que permitan alcanzar los objetivos de representación taxonómica y conectividad al mínimo coste.

A continuación, se describen los objetivos de la metodología diseñada, las potenciales fuentes de datos y su uso, así como el procedimiento de implementación a través de *Marxan*.

### (1) Objetivos de la metodología

El objetivo principal es desarrollar una metodología que permita identificar una **red de corredores fluviales prioritarios** que potencie la conectividad en cualquiera de sus dimensiones, favoreciendo procesos ecológicos asociados a dichos componentes de la conectividad, y que pudieran ser utilizados como **elementos estructurales de la Infraestructura Verde** (IV). Los tramos fluviales incluidos dentro de la red de corredores deberán estar en el mejor estado de conservación posible y menos afectados por la presencia de barreras fluviales.

La identificación de tramos fluviales prioritarios para formar parte de una red de corredores fluviales estará regida por unos objetivos establecidos a priori. Esta metodología persigue dos objetivos: 1) **maximizar la conectividad estructural** (p. ej., maximizar la longitud de corredores a lo largo de los ejes fluviales) y 2) la **conectividad efectiva** (ej., el potencial de dichos tramos como conectores a escala de cuenca entre las poblaciones de las especies de interés). Estos objetivos se van a caracterizar mediante una serie de indicadores, tales como la longitud total de cauces fluviales conectados a través de la red de corredores (conectividad estructural) o la longitud de poblaciones de diferentes especies que estarían conectadas a través de la red de corredores (conectividad efectiva).

La metodología propuesta no está restringida a un número concreto de objetivos, pudiéndose aplicar a cuantos objetivos se desee. Por ejemplo, además de los comentados, se podría incorporar objetivos de flujo de servicios de los ecosistemas, potencial para la restauración o representatividad geomorfológica. Como se verá más adelante, la principal limitación a la hora de incluir unos u otros está marcada por la disponibilidad de datos e información adecuada, como la cartográfica, por ejemplo.

### (2) Definición del marco espacial

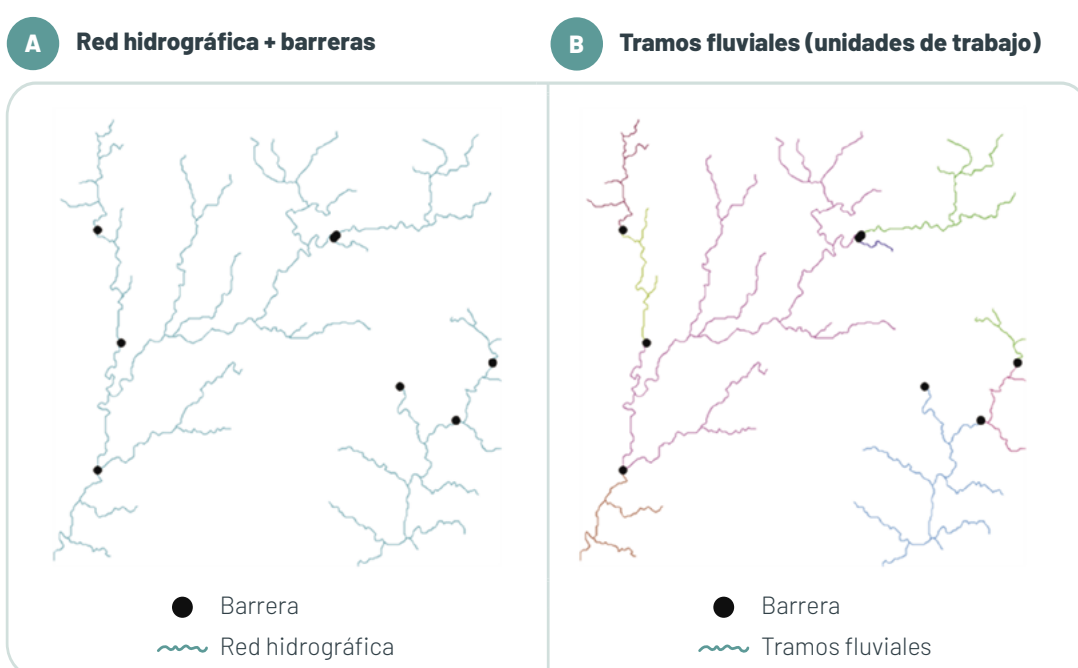
En primer lugar, es necesario establecer el marco espacial de trabajo, que puede abarcar únicamente la **red hidrográfica longitudinal** (una única dimensión, definida por las líneas de los cauces fluviales, útil para evaluar la conectividad longitudinal), incluir

también la red de llanuras de inundación (dos dimensiones, recomendado para incluir aspectos de conectividad lateral), abarcar la red hidrológica completa representando las conexiones entre aguas superficiales y subterráneas (tres dimensiones, para abordar aspectos de conectividad vertical) o incluir mapas de distribución de caudales en el tiempo (para abordar la conectividad temporal).

En este caso, la aproximación metodológica se centra en la evaluación de la **conectividad longitudinal**, por lo que la base espacial para el análisis de conectividad será la red hidrográfica (Figura 4.15). La metodología es aplicable a cualquier red, como, por ejemplo, la red hidrográfica básica generada por la Dirección General del Agua del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico y empleada en el contexto de aplicación de la *Directiva Marco del Agua* (2000/60/CE)<sup>27</sup>.

[27] <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica7marco-del-agua.html>

**Figura 4.15.** Representación de una red hidrográfica y las barreras transversales que impactan la conectividad longitudinal (A); distribución de tramos fluviales de trabajo, representados por colores diferentes, entre barreras consecutivas (B).



### (3) Obtención y uso de datos

Antes de ejecutar *Marxan*, es necesario incorporar dos piezas de información clave sobre la base espacial que permitan evaluar el potencial conector de cada tramo fluvial:

- Para abordar el objetivo de **conectividad estructural**, es esencial identificar todos aquellos **elementos que impidan la conectividad** (longitudinal en este caso) a lo largo de la red hidrográfica; como pueden ser embalses, azudes, o estaciones de aforo. La incorporación de otros componentes de conectividad (lateral, vertical o temporal) requeriría de la caracterización de aquellos elementos que modifiquen dichos componentes. Por ejemplo, la conectividad lateral se puede ver impactada

por la presencia de motas, canalizaciones, vías de comunicación u otros usos del suelo desarrollados en las llanuras de inundación, o la conectividad temporal se puede ver alterada por caudales ecológicos inadecuados. Desafortunadamente, dada la falta de información para caracterizar estos últimos, esta guía metodológica se centra en el componente longitudinal (Figura 4.15A). Para facilitar la evaluación de la conectividad, la red hidrológica debe ser dividida en unidades espaciales más pequeñas, como **tramos fluviales entre barreras consecutivas** (Figura 4.15B). Cada uno de estos tramos es considerado como una unidad básica para el análisis de conectividad. De esta forma, tramos sin barreras transversales o tramos largos entre barreras, tienen un mayor valor de conectividad estructural que pequeños tramos entre barreras consecutivas.

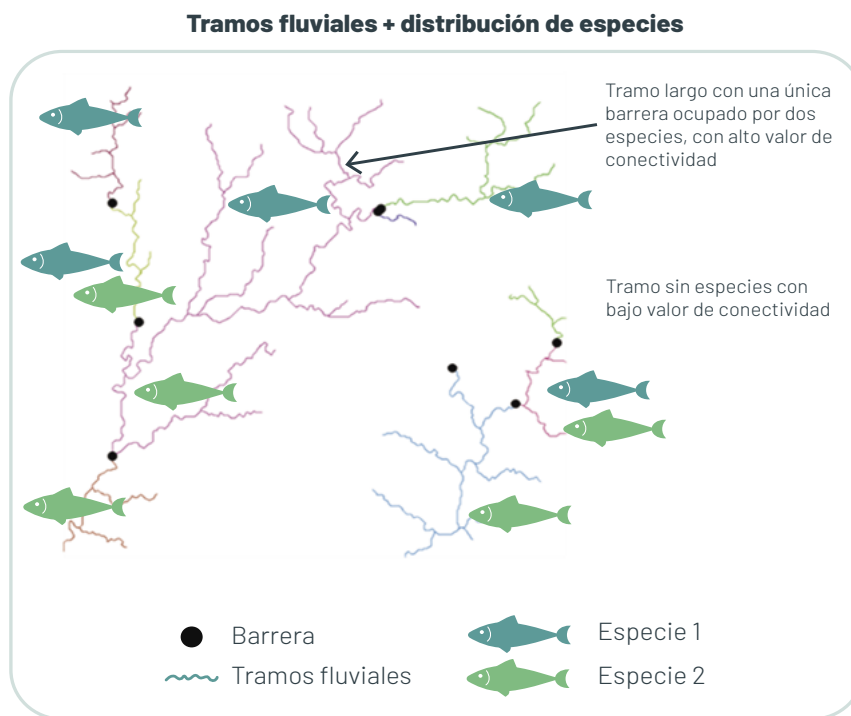
- Para abordar los aspectos de **conectividad efectiva**, es necesario caracterizar el potencial de los tramos como **conectores para el movimiento de especies**, el flujo de servicios de los ecosistemas o cualquier otro aspecto considerado relevante. Para ello es necesario utilizar **información espacial de la distribución y/o movimiento de las especies** o el flujo de servicios. Dentro de los ecosistemas fluviales, los peces son un grupo de organismos clave a la hora de definir la funcionalidad de los ecosistemas fluviales como corredores ecológicos en el caso de la conectividad longitudinal (Harris, 1995), especialmente las especies migratorias tanto las anádromas y catádromas como las potádromas. Al contrario que muchos de los otros vertebrados, los peces tienen un ciclo de vida completamente ligado a los ríos, su longevidad y movilidad, y son buenos indicadores de los efectos a largo plazo y de las condiciones generales de sus hábitats. Por lo tanto, las comunidades de peces de los ríos ofrecen información sobre factores ambientales y perturbaciones que se producen en ellos. La aproximación metodológica no está restringida a ningún grupo taxonómico, y es recomendable la consideración de diversos grupos taxonómicos en el caso de abordar dimensiones de conectividad adicionales, especialmente aquellas con alto valor de conservación. De esta forma, tramos fluviales sin barreras o tramos fluviales largos entre barreras habitados por especies importantes, tendrán un mayor valor de conectividad ecológica que tramos fluviales sin especies o pequeños tramos fluviales entre barreras (Figura 4.16).

Para la obtención de los datos de distribución de las especies y de barreras transversales existentes se pueden utilizar los informes sobre la aplicación de la *Directiva Hábitats* en España (92/43/CEE, Art. 17), las bases de datos de la *Directiva Marco del Agua* y las Comunidades Autónomas. En caso de estimar oportuna la inclusión de diversos grupos taxonómicos, se debería garantizar la cobertura espacial completa del ámbito geográfico a estudiar, evitando el uso de datos puntuales, como puntos de muestreo. Asimismo, la distribución de las barreras transversales puede obtenerse de los inventarios de embalses<sup>28</sup> y obstáculos transversales<sup>29</sup> del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

[28] <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/seguridad-de-presas-y-embalses/inventario-presas-y-embalses.html>

[29] <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/agua/inventario-obstaculos-transversales.html>

**Figura 4.16.**  
Representación de tramos  
fluviales de trabajo, con  
la distribución de dos  
especies de peces.



#### (4) Uso de *Marxan* para identificar tramos fluviales

Para identificar una **red de conectores prioritarios** entre los tramos fluviales identificados y caracterizados previamente, se utiliza el software *Marxan* (Ball et al., 2009). Esta es una herramienta comúnmente utilizada para análisis de **priorización de esfuerzos de conservación**, con gran potencial para integrar diferentes componentes de conectividad en ambientes fluviales (ver Hermoso et al., 2011, para la conectividad longitudinal; Reis et al., 2019, para la conectividad lateral; Linke et al., 2019, para la conectividad vertical; Hermoso et al., 2013 para la conectividad temporal). *Marxan* es un software de acceso gratuito al que se puede acceder desde la página web oficial<sup>30</sup>. Internamente, *Marxan* utiliza un algoritmo de optimización heurístico que minimiza la siguiente función de objetivos:

[30] <https://marxansolutions.org/>

$$\text{Función Obj.} = \sum_{i=1}^m c_i x_i + b \sum_{i1=1}^m \sum_{i2=1}^m x_{i1} (1 - x_{i2}) cv_{i1,i2} + \sum_{j=1}^n SPF_j FR_j H(s) \left( \frac{s}{t_j} \right)$$

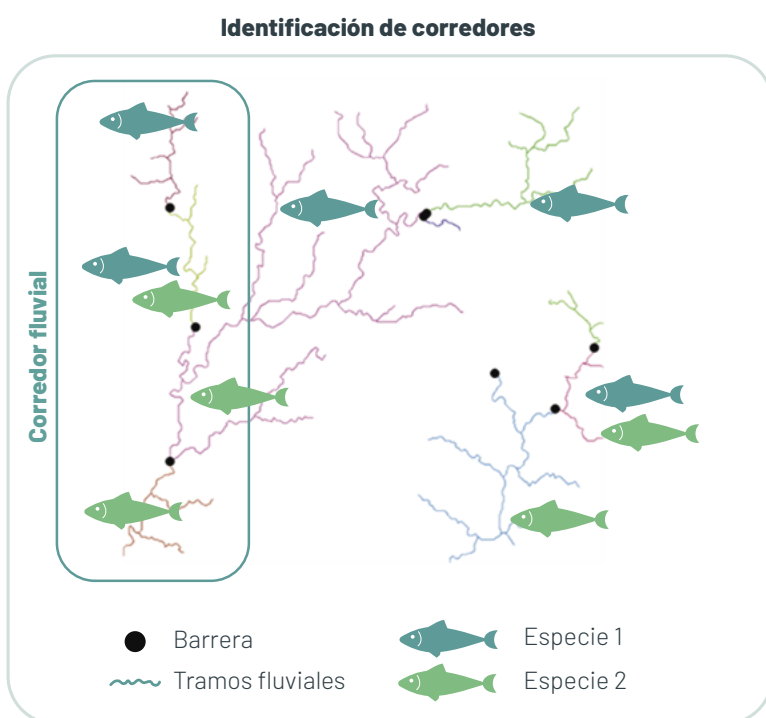
Donde,  $x_i$  es una variable de control que toma valores de 1 cuando las unidades espaciales (p. ej., tramos fluviales) han sido seleccionados para formar parte de la red de corredores prioritarios y 0 cuando no;  $i$  pertenece al grupo de  $m$  unidades espaciales;  $c_i$  es el coste de cada unidad espacial (ej., coste de tratamiento de barreras que impactan la conectividad);  $a_i$  es el beneficio que cada una de las unidades espaciales seleccionada aporta a la consecución de los objetivos propuestos  $j$ ;  $cv_{i1,i2}$  es una penalización por

fragmentación, aplicable cuando solo una de las dos unidades espaciales ( $i1 - i2$ ) está presente en la solución, pesado por una constante  $b$ , que es un peso a la conectividad en la función de objetivos;  $SPF_j$  es un peso a la penalización por no alcanzar todos los objetivos  $j$ ;  $H(s)$  es una función Heaviside que toma valores de 0 cuando  $s/t_j \leq 0$  y 1 cuando  $s/t_j > 0$ ;  $t_j$  es el target deseado para cada objetivo;  $s$  es el déficit de objetivos no logrados y se mide como  $t_j$ -representación lograda de cada objetivo  $j$ ; la relación  $s/t_j$  es igual a 1 cuando la especie  $j$  no está representada dentro de la solución y se acerca a 0 a medida que el nivel de representación se acerca a los targets para cada objetivo ( $t_j$ ).

Por tanto, *Marxan* encontrará un **conjunto óptimo de tramos fluviales que maximicen la conectividad entre las poblaciones de todas las especies consideradas**, teniendo en cuenta la presencia de barreras transversales. A su vez, dando especial atención a aquellos tramos largos sin barreras, que no comprometan la funcionalidad de los corredores fluviales, o minimizando el número de barreras incluidas dentro de la configuración de la red de corredores (Figura 4.17).

*Marxan* es un software *standalone*, es decir, que no necesita instalación en el ordenador donde se desee ejecutar. Para poder ejecutar *Marxan* son necesarios cuatro archivos de entrada, todos en formato de texto, con columnas separadas por comas (.txt; .csv; .dat). Estos cuatro archivos son:

- i. Archivo de unidades de planificación
- ii. Archivo de especies
- iii. Archivo de distribución de especies
- iv. Archivo de conectividad



**Figura 4.17.** Ejemplo de corredor fluvial identificado a través de la metodología propuesta. El corredor fluvial maximiza la conectividad entre las poblaciones de las dos especies de interés, minimizando el número de barreras transversales a lo largo de su longitud.

A continuación, se describe la estructura y contenido de cada uno de estos archivos.

### i) Archivo de unidades de planificación

Se trata de un archivo denominado **pu.csv** de tres columnas que contiene el **listado de todos los tramos fluviales**, sobre los cuales se trabajará (Tabla 4.8).

- id*; La primera columna indica el identificador único de cada tramo fluvial.
- cost*; Esta columna puede representar el coste monetario de gestión de cada tramo. Generalmente estos costes son difíciles de mapear, por lo que se utilizan valores de disponibilidad o idoneidad de cada tramo fluvial para formar parte de la red de corredores. Dado el foco de este ejercicio en la conectividad longitudinal, se utilizará las características de las barreras como subrogado de la idoneidad de un determinado tramo para formar parte de la red de corredores fluviales. De esta forma, tramos impactados por grandes barreras serán considerados menos idóneos que aquellos o no impactados por barreras o impactados por barreras pequeñas, fácilmente tratables (p. ej., azud).
- status*; La columna de status representa el estado actual de cada tramo fluvial (ej., si no está disponible para formar parte de la red de corredores). Esta columna se utilizará para señalar aquellos tramos que están impactados por grandes barreras que no son consideradas como pasables por las especies en consideración ni tratables. A estos tramos se les asignará un valor de "3" en el status, mientras que al resto (si considerados como adecuados para ser designados como corredores fluviales) se les asignará un valor de "0" en la columna d status. Alternativamente, se puede utilizar el status "2" para aquellos tramos que ya estuvieran previamente seleccionados para formar parte de la red de corredores fluviales. Por ejemplo, si se desea garantizar la inclusión de las Reservas Naturales Fluviales (RNFs) dentro de la red de corredores, se debería asignar status "2" a todos los tramos fluviales ya incluidos en la red de RNFs.

**Tabla 4.8.** Estructura del archivo de unidades de planificación para Marxan.

Este archivo siempre debe estar ordenado según la columna «id».

id	cost	status
1	0.1	0
2	0.1	0
3	10	3

## ii) Archivo de especies

Es un archivo de cuatro columnas denominado **spec.csv** que contiene un **listado de las especies** a considerar en el análisis, así como su importancia (p.ej., estado de conservación, necesidades de conectividad para completar su ciclo biológico). También se incluye una columna con la cuantificación de la longitud a conectar para cada especie (*target*) y el nombre de la especie. En la tabla 4.9 se muestra la estructura de este archivo.

- id*; es el identificador único de cada especie.
- target*; es la longitud de tramos fluviales ocupados por cada especie que se desean conectar a través de corredores fluviales.
- name*; nombre de cada especie.
- spf*; peso aplicado a la penalización por no alcanzar el target para cada especie (SPF en sección 4.2.1, punto 4).

id	target	name	spf
1	25.5	Achondrostoma arcasii	100
2	150.3	Luciobarbus bocagei	100
3	124.6	Cobitis calderoni	100

**Tabla 4.9.** Estructura del archivo de especies para Marxan.

Este archivo siempre debe estar ordenado según la columna de «id».

## iii) Archivo de distribución de especies

Este archivo denominado **puvspr.csv** de tres columnas contiene el **listado de distribución de las especies a lo largo de los tramos fluviales** (unidades de planificación). En la tabla 4.10 se muestra la estructura de este archivo.

- especies*; es el identificador de cada especie.
- pu*; es el identificador de cada unidad de planificación.
- amount*; es la cantidad de cada especie en cada unidad de planificación. Se puede referir a las presencias/ausencias de las especies, en cuyo caso los valores de *amount* son binarios (1-0), la longitud del tramo ocupada por cada especie o el área de la unidad de planificación ocupada en el caso de estar trabajando con unidades de planificación de dos dimensiones. Este *amount* es, por tanto, la contribución que una unidad de planificación hace a la consecución de los *targets* descritos en la sección ii.

**Tabla 4.10.** Estructura del archivo de distribución de especies para Marxan. Este archivo siempre debe estar ordenado según la columna de «pu».

species	pu	amount
1	1	0
2	1	12.3
3	1	1.1

#### iv) Archivo de conectividad

Es el archivo denominado **bound.csv** que contiene información de la **relación espacial entre unidades de planificación** clave para el tratamiento de la conectividad en *Marxan*. En el caso de la conectividad longitudinal, para cada unidad de planificación este archivo contiene información sobre las unidades de planificación vecinas o limítrofes (*boundary* en inglés), bien aguas abajo o aguas arriba y una penalización por incluir una pero no la otra (*boundary*). Esta penalización está basada en la distancia entre las dos unidades de planificación, siguiendo la red hidrográfica. El valor de *boundary* se obtiene como:

$$boundary = \frac{1}{(distancia_{id_1-id_2})^{0.5}}$$

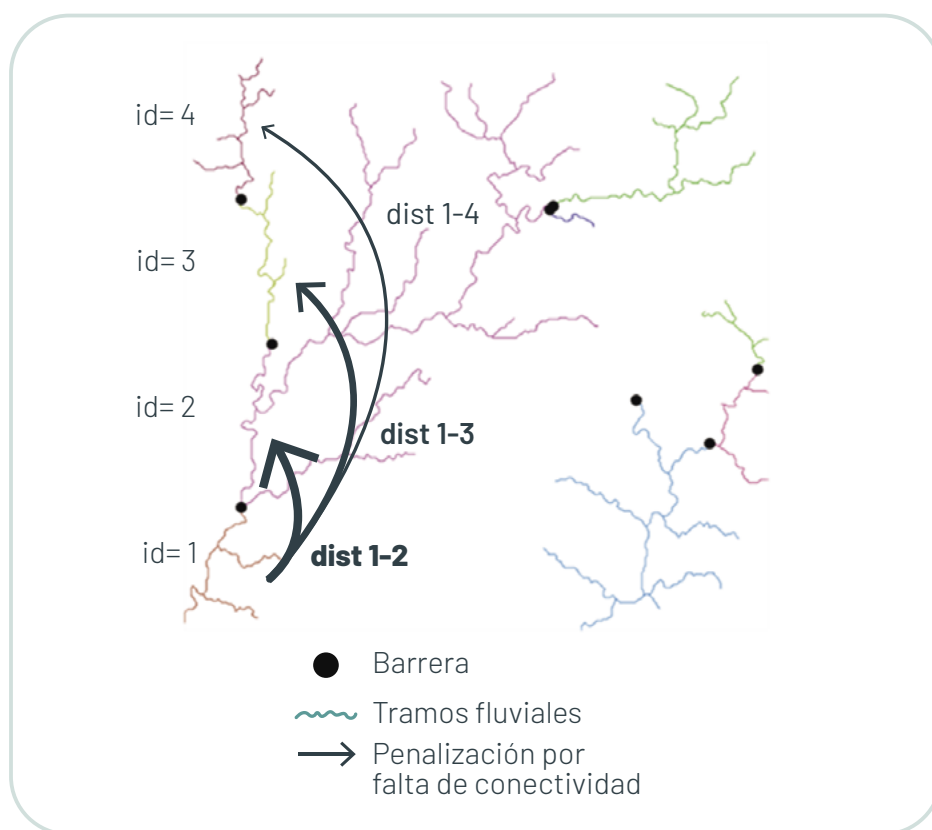
De esta manera, las soluciones de corredores que carecen de tramos fluviales contiguos recibirán una penalización considerable debido a su corta distancia (como se muestra en la figura 4.18), lo que las haría menos atractivas como opciones viables. De esta forma, soluciones de corredores que no contienen tramos fluviales contiguos aplicarán una penalización muy elevada (baja distancia; Figura 4.18) y, por tanto, dejarían de ser atractivos como buenas soluciones. Se muestra la estructura de este archivo (Tabla 4.11).

- $id_1$ ; es el id de la unidad de planificación.
- $id_2$ ; es el id de la unidad de planificación vecina a  $id_1$ .
- boundary*; es la penalización por incluir  $id_1$  pero no  $id_2$ .

id1	id2	boundary
1	2	1
1	3	0.05
1	4	0.01

**Tabla 4.11.** Archivo de conectividad para Marxan. Este archivo siempre debe estar ordenado según la columna de «id».

### Caracterización de la conectividad



**Figura 4.18.** Caracterización de la conectividad longitudinal. Para la identificación de corredores fluviales conectados a través de la red hidrográfica, se utiliza una matriz de conectividad en la que se incluyen, para cada tramo fluvial, todos sus vecinos aguas arriba y una penalización por no incluir dicha conexión en la red de corredores basada en la distancia entre tramos a lo largo de la red hidrográfica. El grosor de la flecha indica la penalización por no incluir una conexión en la red de corredores.

## v) Archivo input.dat y cómo correr Marxan

Como se ha comentado anteriormente, *Marxan* es un software *standalone*, es decir, que no necesita ser instalado en el ordenador donde se vaya a ejecutar. Para poder correr el archivo ejecutable «*Marxan\_x64.exe*», necesitamos acompañarlo de un archivo de texto denominado «*input.dat*» (nota: es muy importante que nunca sea modificado el nombre de este archivo), en el que se especifica:

1. en qué ruta se encuentran los **archivos de entrada** descritos en la sección anterior (*input files*), mediante el parámetro "INPUTDIR", incluyendo además el nombre de los mismos (ver apartado *Input Files* en la figura 4.19);
2. qué **archivos de salida** se desea obtener y en qué ruta se desean guardar (*save files*). Esto último mediante el parámetro "OUTPUTDIR". En esta configuración, tienes la opción de especificar si no deseas un archivo de salida en particular (usando el valor "0"), o seleccionar el formato deseado, siendo "2" para formato de archivo de texto y "3" para formato de archivo separado por comas (ver apartado *Save Files* en la figura 4.19).";
3. **parámetros del modelo matemático** (ver *General Parameters* en la figura 4.19), principalmente el peso a la conectividad (BLM), definido como  $b$  en la ecuación 1, y el número de repeticiones independientes que se quiere realizar (NUMREPS).

**Figura 4.19.** Imagen del archivo input.dat. Las partes subrayadas en amarillo resaltan el lugar donde se debe especificar la ruta de los archivos de entrada (input files) y donde se especifica la ruta de los archivos de salida, así como el formato de los mismos (Save files).

```
input: Bloc de notas
Archivo Edición Formato Ver Ayuda
Input file for Annealing program.

This file generated by Inedit.exe.
written by Ian Ball and Hugh Possingham.
iball@maths.adelaide.edu.au
hpossing@maths.adelaide.edu.au

General Parameters
BLM 1
PROP 0.5
RANDSEED -1
NUMREPS 10

Annealing Parameters
NUMITNS 1000000
STARTTEMP -1
NUMTEMP 10000

Cost Threshold
COSTTHRESH 0.000000000000000E+0000
THRESHPEN1 1.400000000000000E+0001
THRESHPEN2 1.000000000000000E+0000

Input Files
INPUTDIR input
PUNAME pu.csv
SPECNAME spec.csv
PUVSPRNAME puvspr.csv
BOUNDNAME bound.csv

Save Files
SCENNAME output_4
SAVERUN 3
SAVEBEST 3
SAVESUMMARY 3
SAVESCEN 3
SAVETARGETMET 3
SAVESUMSOLN 3
SAVELOG 3
OUTPUTDIR C:/Users....

Program control.
RUNMODE 1
MISSLEVEL 1
ITIMPTYPE 0
HEURTYPE -1
CLUMPTYPE 0
VERBOSITY 3
```

## 4.2.2 Archivos de salida e interpretación de resultados

Los archivos de salida que se obtienen de programa *Marxan* si ha corrido de manera satisfactoria son los siguientes, siendo 'output' el nombre que el usuario especifica en el archivo inicial (SCENNAME en el input.dat):

- **output\_r**: Existirán tantos como repeticiones se hayan especificado. (NUMREPS en el *input.dat*) correspondiendo cada uno a una solución específica por cada repetición.
- **output\_m**: Existirán tantos como repeticiones se hayan realizado. Contienen información sobre el grado de cumplimiento del objetivo por parte de cada elemento de conservación (peces en nuestro caso) asociado a cada repetición (solución) y a la mejor solución encontrada (*output\_m\_best*).
- **output\_best**: Contiene el identificador único (id) por unidad de planificación (tramos fluviales) y una columna con información sobre la mejor solución obtenida de todas las repeticiones.
- **output\_sum**: Contiene información resumida sobre cada repetición (una por línea), con información sobre el desempeño de cada solución respecto a cada uno de los objetivos.
- **output\_log**: Contiene una copia de la que se presenta en la salida de pantalla cuando se ejecuta el programa.
- **output\_sen**: Contiene una lista documentada de todos los valores de los parámetros principales utilizados en el ejercicio realizado en *Marxan*. Este archivo es útil para realizar un seguimiento de los parámetros que produjeron ciertos resultados, especialmente cuando se ejecutan múltiples escenarios.
- **output\_ssoln**: Cada línea tiene el número de identificación de una unidad de planificación y la frecuencia de selección a lo largo de las repeticiones que se hayan realizado anteriormente.

A continuación, se detalla la información contenida en los dos archivos que se consideran más relevantes para la visualización y comprensión de los resultados obtenidos: **output\_best** y **output\_ssoln**. Para más información sobre el resto de archivos, se puede consultar el manual de *Marxan* (Ball y Possingham, 2000).

## Archivo de salida: output\_best

Representa la **mejor solución obtenida tras las múltiples repeticiones** del ejercicio. Se especifica cada tramo fluvial por su identificador único *id* y se indica si ha sido seleccionado en la solución mediante el valor 1 o 0 en la columna "SOLUTION", como se muestra en la tabla 4.12.

La mejor solución obtenida recoge el **conjunto de tramos fluviales que han sido seleccionados como prioritarios** (valor = 1 en la columna "SOLUTION") por su valor para alcanzar los objetivos establecidos (ej., conexión del 50% de las poblaciones de todos los peces presentes en el área de estudio; ver Anexo VII con un ejemplo práctico). Este archivo se puede usar para hacer una representación espacial de la mejor solución, mediante la vinculación del campo "id", con el identificador único de los tramos fluviales.

El conjunto de tramos fluviales identificados como prioritarios podrían formar parte de los elementos de la IV como **corredores ecológicos** tal y como están definidos en la ENIVCRE. La representatividad y funcionalidad de estos corredores ecológicos dependerá del conjunto de especies y/o hábitats utilizados como valores en los análisis de priorización. Por ejemplo, una red de corredores fluviales identificada exclusivamente en base a peces, será representativa de la conectividad longitudinal necesaria para garantizar los procesos ecológicos asociados a dichas especies. Es por ello recomendable incluir en los análisis un conjunto representativo de aquellos valores de biodiversidad para los que la red de corredores debe ser funcional.

**Tabla 4.12.** Ejemplo de archivo output\_best.

id	SOLUTION
1	0
2	0
3	0
4	0
5	0
6	1
7	1
8	1
9	1
10	0
11	0
12	0
13	0

### Archivo de salida: output\_ssoln

Representa la frecuencia de selección (*number*) a lo largo de las repeticiones realizadas en el ejercicio para cada tramo fluvial con identificador único (*id*) como se observa en la tabla 4.13.

Como se ha comentado anteriormente, se recomienda hacer al menos 100 repeticiones del análisis. Cada una de dichas repeticiones resulta en una solución independiente. Este archivo informa sobre la **frecuencia a lo largo de las repeticiones realizadas, que ha sido seleccionado un tramo**. De esta forma, tramos altamente irremplazables para la consecución de los objetivos de conectividad marcados aparecerán recursivamente en las soluciones de todas las repeticiones, mientras que los tramos menos relevantes aparecerán en ninguna o pocas repeticiones. Por tanto, cuanto mayor sea el valor en la columna "*number*", más importante será el tramo en cuestión para la conectividad. Este archivo puede ser utilizado para hacer una representación espacial de la frecuencia de selección a través del campo "*id*" que corresponde a los tramos fluviales (ver Anexo VI con ejemplos).

id	SOLUTION
1	0
2	1
3	1
4	0
5	0
6	8
7	8
8	8
9	8
10	0
11	0
12	2
13	0

Tabla 4.13. Ejemplo de archivo output\_ssol

## 4.2.3 Conclusiones

La metodología propuesta está basada en una herramienta públicamente accesible y de forma gratuita, lo que facilita su aplicación. Sin embargo, esta metodología requiere de la **evaluación de objetivos previos** a la realización de los análisis, lo que contribuye a la reflexión crítica sobre la estructura y funcionalidad de las redes de corredores (ej., ¿para qué especies necesitamos gestionar la conectividad? ¿cuánto necesitamos conectar?). Además, la aplicación de esa metodología requiere de información espacial, al menos de la distribución de aquellos valores para los que se quiere gestionar la conectividad (ej., especies, hábitats) y aquellos elementos estructurales que pudieran impedir dicha conectividad (ej., barreras transversales).

La metodología propuesta permite identificar un conjunto de **tramos fluviales que resultan de importancia (prioritarios) para maximizar la conectividad (longitudinal)** entre las poblaciones de las especies o hábitat considerados (solución binaria - output\_best -) así como evaluar de forma cuantitativa la contribución de cada tramo fluvial en el área de estudio para la conectividad de los valores considerados (solución continua - output\_ssol-). En ambos casos, la información de dichos resultados puede ayudar a **definir corredores ecológicos** como elementos de la red de IV.

Utilizando la solución de valores continuos (output-ssoln) es posible establecer **intervalos para la categorización** de los datos obtenidos (mediante umbrales naturales o cuartiles), como en los casos anteriores (servicios de los ecosistemas, biodiversidad y conectividad terrestre), atendiendo a objetivos y prioridades de gestión (Tabla 4.14).

A fin de combinar los resultados con los demás componentes (servicios de los ecosistemas, biodiversidad, conectividad terrestre) será necesario convertir a formato ráster. Así pasaríamos de una capa vectorial con valores continuos (0-100) para cada unidad de análisis (tramos fluviales), a una capa ráster con valores discretos (1-3) para cada píxel del territorio.

**Tabla 4.14.** Clasificación de tramos fluviales prioritarios e importantes para la conectividad ecológica en ecosistemas fluviales (Cf).

CONECTIVIDAD (Cf)	
<b>Tramos prioritarios para la conectividad fluvial</b>	Cf3
<b>Tramos importantes para la conectividad fluvial</b>	Cf2
<b>Resto de la red hidrográfica</b>	Cf1



# 5 Valoración territorial para la identificación de la infraestructura verde

## 5.1 Identificación y categorización de elementos territoriales a incorporar en la IV

En este capítulo se presenta una propuesta para la integración de los datos obtenidos en capítulos anteriores, relativos a los **valores de potencial de provisión de servicios de los ecosistemas** (Capítulo 2), **valor ponderado de conservación de la biodiversidad amenazada** (Capítulo 3) y **áreas prioritarias para la conectividad ecológica** (Capítulo 4), con el fin de identificar los elementos territoriales a incorporar a la red de Infraestructura Verde (IV).

Como resultado de los procesos metodológicos descritos en los capítulos previos, se dispondrá de un conjunto de valores para cada celda del territorio que caracterizarán el potencial de los correspondientes ecosistemas para ofrecer diferentes servicios de abastecimiento, regulación y culturales, su contribución a la conservación de la biodiversidad y valor para la conectividad ecológica terrestre y fluvial. Finalmente, se establecerán criterios para la clasificación y normalización de los resultados obtenidos con el fin de permitir su comparación e integración.

Se presenta ahora una propuesta para su integración con el fin de **determinar los elementos territoriales a incorporar a la IV**, siguiendo con el enfoque metodológico propuesto por la AEMA (2014). Dicho enfoque consiste en la integración progresiva de las capas resultantes de los procesos anteriores, mediante la superposición y asignación a cada píxel del valor correspondiente al **nivel más alto de priorización**; de esta manera, a un área clasificada como de máxima capacidad (valor = 3) por una de las entradas se le asignará el valor máximo de protección en la salida.

En una primera etapa se integrarán las "áreas importantes para la conectividad terrestre (Ct)" y "tramos prioritarios para la conectividad fluvial (Cf)" para obtener una capa única de "áreas/tramos prioritarios e importantes para la conectividad ecológica (Ce)". Para ello, es posible escoger el valor máximo de las dos evaluaciones, de modo que, si un píxel presenta un valor 2 terrestre y 3 acuático, se le asignará el valor 3.

Posteriormente, se integrarán los valores de *conectividad (Ce)* obtenidos con los datos espaciales correspondientes a las "áreas clave para la conservación de la biodiversidad amenazada (B)", siguiendo la metodología y criterios de la AEMA, de modo que cuando en una celda se superponen dos valores, prevalece el nivel más alto de priorización tal como se ha descrito anteriormente.

		CONECTIVIDAD ECOLÓGICA (Ce)		
		Ce 3	Ce2	Ce1
BIODIVERSIDAD (B)	B3	BCe 3	BCe 3	BCe 3
	B2	BCe 3	BCe 2	BCe 2
	B1	BCe 3	BCe 2	BCe1

**Tabla 5.1.** Integración de los datos espaciales correspondientes a las áreas clave para la conservación de la biodiversidad amenazada (B) y los valores de conectividad ecológica (Ce).

Finalmente, se combinan los valores obtenidos en el anterior proceso con los datos resultantes correspondientes al "índice para la valoración integrada de los servicios de los ecosistemas (SE)". Siguiendo criterios similares a los anteriores (prevalencia del nivel más alto por celda), se clasifica el territorio en dos categorías IV para conservación (C) e IV para restauración (R). El proceso completo se muestra de manera esquemática en la figura 1.1.

		BIODIVERSIDAD (B)/ CONECTIVIDAD (Ce)		
		BCe 3	BCe 2	BCe 1
SERVICIOS ECOSISTEMICOS (SE)	SE 3	IV C	IV C	IV C
	SE2	IV C	IV R	IV R
	SE1	IV C	IV R	

**Tabla 5.2.** Integración de los datos espaciales obtenidos en la tabla 5.2 (biodiversidad amenazada y los valores de conectividad) con los valores del índice para la valoración integrada de los servicios de los ecosistemas.

Dichas categorías se corresponden con los siguientes niveles:

- **Nivel 1: IV (C) para conservación.** Áreas que proporcionan varias funciones ecológicas clave, tanto para la vida silvestre como para el bienestar humano y en las que la conservación resulta prioritaria con el fin de mantener la conectividad de los tipos de hábitat naturales y seminaturales.
- **Nivel 2: IV (R) para restauración.** Áreas que todavía proporcionan funciones ecológicas importantes, pero su capacidad podría mejorarse con algún tipo de restauración. Integrará ámbitos que requieren algún tipo de restauración con el fin de mejorar sus funciones ecológicas potenciales. La mejora e inclusión de estos elementos a las zonas de IV (C) para la conservación aumentaría la resiliencia ecológica y social de toda la red.

A partir de los resultados anteriores, la **priorización y selección final de zonas de IV** para la restauración en un determinado territorio se realiza en función del contexto ambiental en el que se inscribe dicha IV, de los objetivos que se persiguen y de la escala de trabajo.

En la **toma de decisiones** tienen especial transcendencia tres objetivos: (i) la recuperación de la biodiversidad, (ii) la restauración de funciones ecosistémicas, como la conectividad ecológica y (iii) la recuperación de determinados servicios de los ecosistemas para la población. Es, asimismo, función de la escala a la que se planifique dicha restauración y la IV asociada: (i) *regional* (de decenas de km o más), (ii) de *paisaje* (unos pocos km máximos) o (iii) *local*.

La tabla 5.3 muestra a, modo de ejemplo, diversas áreas seleccionadas para su restauración con diferentes objetivos y escalas. Nótese que hay elementos transversales, abordables a todas las escalas mientras otros toman especial relevancia en la IV local. En cada caso, los objetivos concretos también se ven modulados por la escala (ej. los servicios a restaurar no son los mismos a escala local que a escala regional; así, la regulación climática tiene sentido a grandes escalas, la restauración hídrica a escalas medias y los servicios de recreación a escalas más locales).

Por otra parte, una vez analizado el territorio rural y natural será posible proceder a su clasificación en elementos y componentes de IV según su funcionalidad (AEMA, 2014), tal y como se recoge en la ENIVCRE:

- *Áreas núcleo*, en las que la biodiversidad tiene importancia prioritaria, aun cuando se trate de terrenos que no se encuentren legalmente protegidos. Se integrarían en esta categoría las *áreas clave para la conservación de la biodiversidad*, determinadas conforme a los criterios de la presente metodología.
- *Corredores ecológicos*, cuyo objeto es mantener la conectividad ecológica y ambiental mediante nexos físicos entre las áreas núcleo. Formarían parte de esta categoría aquellos territorios con valores máximos de los indicadores de

**Tabla 5.3.** Ejemplos de áreas seleccionadas para su restauración a diferentes escalas y objetivos de restauración.

	<b>ESCALA REGIONAL</b>	<b>ESCALA DE PAISAJE</b>	<b>ESCALA LOCAL</b>
<b>RECUPERACIÓN DE LA BIOIVERSIDAD</b>	<p><b>Recuperación de la biodiversidad en general o para determinadas regiones:</b></p> <p>Ejemplo: Estrategia Nacional de lucha contra la desertificación, busca contribuir a la conservación y mejora del capital natural.</p>	<p><b>Recuperación de paisajes más biodiversos:</b></p> <p>Ejemplos:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Mosaicos agroforestales en zonas de bosque incendiadas (Alto Tajo, Solsonès, Bages)</li> <li>• Recuperación de grandes humedales (entorno de Doñana, Estany d'Ivars)</li> </ul>	<p><b>Restauración de ecosistemas especialmente raros y amenazados:</b></p> <p>Ejemplo: restauración de pequeños humedales.</p>
<b>RESTAURACIÓN DE LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA</b>	<p><b>Restaurar la conectividad:</b></p> <p>Ejemplo: Plan Nacional de Desfragmentación de Infraestructuras Lineales de Transporte.</p>	<p><b>Creación y restauración de corredores:</b></p> <p>Ejemplo: el corredor verde del Guadiamar (Doñana)</p>	<p><b>Creación y restauración de pasos de fauna:</b></p> <p>Ejemplo: para salvar infraestructuras de transporte (Ecoductos)</p>
<b>RESTAURACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS</b>	<p><b>Restauración de determinados servicios para determinadas regiones:</b></p> <p>Ejemplo: Regulación hídrica, control de la erosión y regulación climática en el Plan Nacional de Actuaciones prioritarias en materia de Restauración Hidrológico-Forestal, control de la erosión y defensa contra la desertificación</p>	<p><b>Restauración de servicios en áreas con elevada demanda:</b></p> <p>Ejemplos:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Reforestación y restauración de cuencas fluviales para la Regulación hídrica (ej. Confederación Hidrográfica del Júcar)</li> <li>• Actividades recreativas y ecoturismo, mediante restauración de áreas de demanda recreacional, (ej Determinaciones del Paisaje del Plan Territorial Parcial del Área Funcional de Donostia)</li> </ul>	<p><b>Restauración de servicios locales:</b></p> <p>Ejemplo: Regulación hídrica, mediante restauración de charcas para la recarga de acuíferos (ej. el tramo bajo del río Llobregat, Molins de Rei, Área Metropolitana de Barcelona)</p>

conectividad para los hábitats de especies o grupos de especies contemplados en los correspondientes análisis.

- *Otros elementos multifuncionales*, donde se lleva a cabo una explotación sostenible de los recursos naturales, junto con un mantenimiento adecuado o restauración ecológica de buena parte de los servicios de los ecosistemas. Incluirían los ecosistemas que proporcionan diferentes servicios de regulación, abastecimiento y culturales compatibles con la conservación de la biodiversidad, fuera de las áreas núcleo.
- *Buffer o zonas de amortiguación*, que protegen la red ecológica de influencias dañinas externas. Se trata de áreas de transición donde se debe fomentar una compatibilización de usos. Ubicadas en el entorno o adyacentes a las áreas núcleo, proporcionarán de manera preferente servicios de regulación.

Hay que tener en cuenta que, debido a la multifuncionalidad propia de la IV, en la práctica los elementos identificados es posible que no puedan incluirse de forma inequívoca en una única categoría.

## 5.2 Recomendaciones para la integración y coherencia territorial de la IV

A modo de **conclusión**, y con el fin de garantizar la coherencia en la selección de los elementos a integrar en la IV entre territorios limítrofes correspondientes a diferentes ámbitos administrativos, se proporcionan las siguientes recomendaciones generales:

- **Criterios de selección** de categorías para la integración de ámbitos territoriales en la IV que contemplen objetivos y prioridades comunes con espacios limítrofes.
- **Desarrollo cartográfico** a partir de la mejor información disponible y máximo nivel de detalle de las fuentes, y empleo de una cartografía base con una clasificación de usos coherente y homogénea respecto a territorios limítrofes. Resultados cartográficos que permitan la representación espacial con similar precisión.
- Desarrollo progresivo de **indicadores** de funciones y servicios de los ecosistemas más elaborados y próximos a la realidad territorial y mejora de la cartografía asociada a su representación espacial.
- **Valoración de la biodiversidad** del territorio contemplando la mejor información disponible sobre las especies. Se recomienda el análisis preferente de especies amenazadas a diferentes escalas en cada área de estudio, atendiendo a la mayor

disponibilidad de información y considerando su importancia ecológica (papel ecosistémico).

- En relación con el punto anterior, desarrollo de **análisis de conectividad** a partir de selección de tipos de hábitat, especies y grupos de especies representativos para los que exista suficiente información, en particular, la relacionada con su distribución y capacidad de dispersión. El análisis de conectividad debe contemplar territorios limítrofes y corredores de ámbito suprarregional.
- Desarrollo de **procesos de participación** en las diferentes fases de decisión del proceso de identificación de la IV que procure la intervención activa de expertos, entidades, sectores y agentes sociales implicados o interesados, y que garantice el acceso público a la información y a la opinión ciudadana.
- Desarrollo y adaptación de **indicadores precisos** que permitan mejorar la producción de la cartografía asociada para la representación territorial de los valores de los servicios proporcionados por los ecosistemas, biodiversidad y conectividad ecológica.

Finalmente, se definirá una **IV organizada**, conforme a las orientaciones contempladas en la *Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y la Restauración Ecológicas*, en dos niveles, que deberán seguir políticas de gestión y actuación diferentes:

- a. Zonas de **IV (C) para conservación**, que comprende las áreas que proporcionan funciones ecológicas clave, tanto para la fauna como para el bienestar humano. Se debe priorizar la conservación a fin de mantener la conectividad de los tipos de hábitat naturales y seminaturales.
- b. Zonas de **IV (R) para la restauración**, que comprende las áreas que todavía proporcionan funciones ecológicas importantes, pero su capacidad podría mejorarse con algún tipo de restauración. Integrará ámbitos que requieren algún tipo de restauración con el fin de mejorar sus funciones ecológicas potenciales. La mejora e inclusión de estos elementos a las zonas de IV (C) para la conservación aumentaría la resiliencia ecológica y social de toda la red.

## Anexo I. Modelos para la identificación de la Infraestructura Verde

Con el fin de buscar soluciones a los problemas relacionados con la pérdida de biodiversidad y garantizar el mantenimiento de los servicios de los ecosistemas para el bienestar humano, la **Infraestructura Verde (IV)** se está implementando como **modelo de planificación territorial** en el contexto internacional, incluyendo diversos países europeos.

### I.1 Análisis espacial para la Infraestructura Verde en Europa (AEMA)

Atendiendo al carácter multifuncional de la IV, la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) ha desarrollado un **enfoque metodológico multiescalar** para la identificación espacial de áreas prioritarias para el establecimiento de elementos de IV, contribuyendo a la conservación de la biodiversidad y promoviendo el suministro de servicios de los ecosistemas (AEMA, 2014).

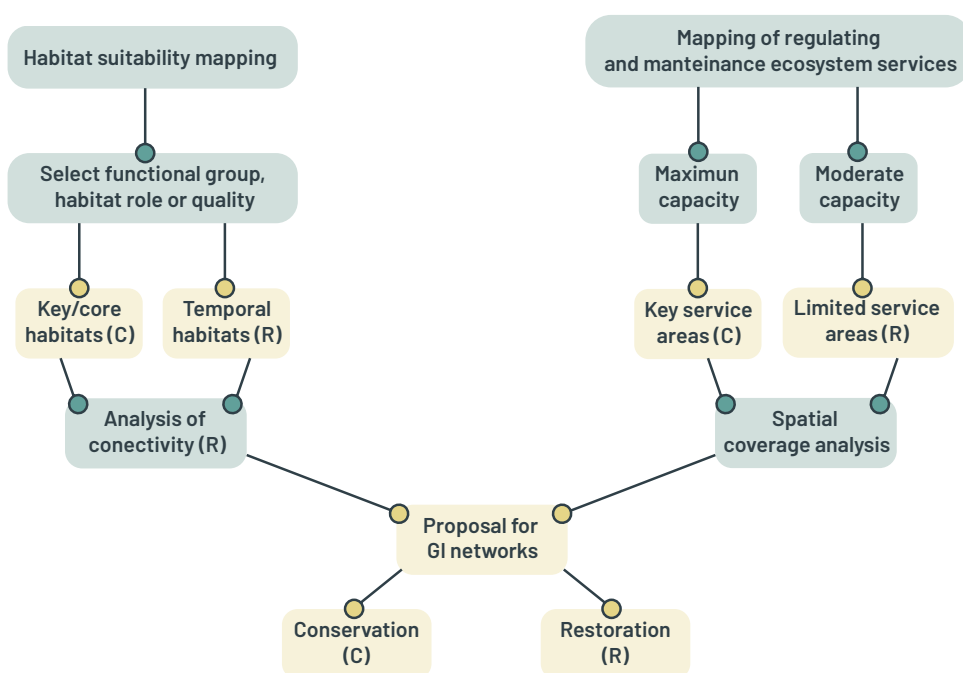
[31] <https://www.eea.europa.eu/publications/spatial-analysis-of-green-infrastructure>

En su informe *Spatial analysis of Green Infrastructure in Europe* (2014)<sup>31</sup>, la AEMA presenta una metodología práctica, espacialmente explícita y replicable, para la identificación de elementos de IV a diferentes escalas, a la vez que permite identificar áreas prioritarias para conservación y restauración.

La metodología posee dos puntos de partida. Por un lado, la evaluación y cartografía de áreas con capacidad para suministrar múltiples servicios de los ecosistemas, tales como regulación de la calidad del aire, control de la erosión y mantenimiento de la calidad y estructura de los suelos, regulación hídrica, protección de costas, polinización, purificación del agua, almacenamiento y secuestro de carbono. Por otro lado, la identificación de hábitats clave para la biodiversidad acompañada del análisis de la conectividad entre ellos, centrado en ciertas especies o grupos funcionales de interés (en este caso, grandes mamíferos de ecosistemas de bosque). Los resultados obtenidos de estos procesos: *áreas con elevado potencial de suministro de servicios de los ecosistemas, y áreas clave para la biodiversidad y la conectividad de hábitats,*

son posteriormente agregados para la identificación final de los elementos de IV, e integrados en dos grupos:

- **IV para la Conservación (C)**, comprende zonas que proporcionan funciones ecológicas clave, tanto para la vida silvestre como para el bienestar humano. Debe darse prioridad a la conservación para mantener la conectividad esencial de los hábitats naturales y seminaturales.
- **IV para la Restauración (R)**, áreas que siguen proporcionando funciones ecológicas importantes, pero su capacidad podría mejorarse con cierta protección o restauración.



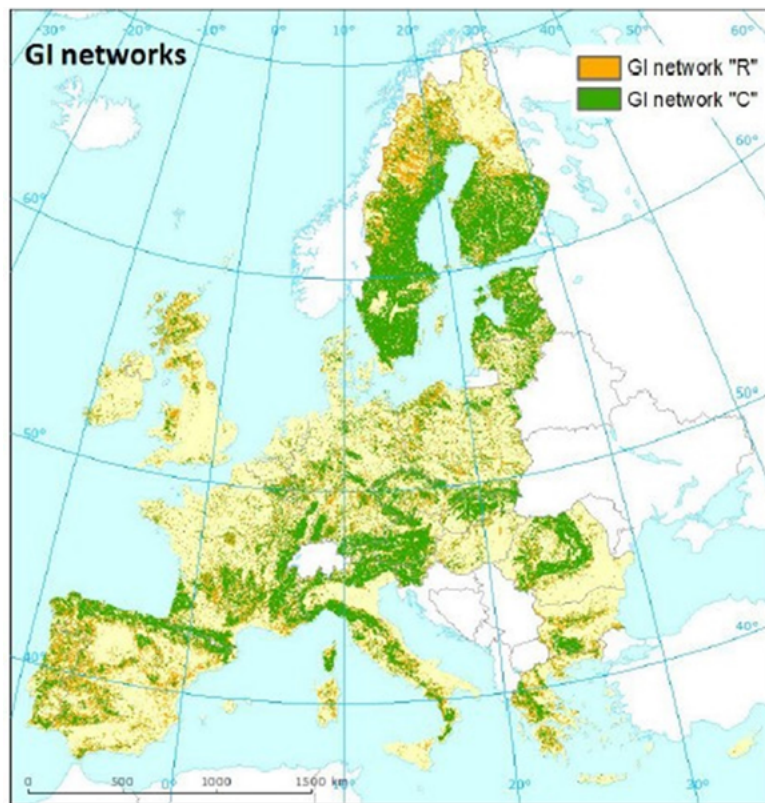
**Figura 1.1.** Desarrollo esquemático del enfoque metodológico propuesto por la AEMA. En verde se indican los productos de salida de cada proceso. Extraído de AEMA (2014).

Esta metodología ha sido testada valiéndose del territorio de la Unión Europea como caso de estudio, utilizando la mejor información disponible a escala europea. Los resultados obtenidos indican que el 27% del territorio europeo podría formar parte de la red de IV para conservación, tratándose de áreas en buenas condiciones para el mantenimiento de la biodiversidad y elevada capacidad para el suministro de servicios de los ecosistemas. Por el contrario, sólo un 17% formaría parte de la IV para restauración, tratándose de áreas con una capacidad limitada de suministro de servicios (Figura 1.2).

El objetivo de este estudio no es definir la red de IV a escala europea, sino **testear una metodología** que pueda ser de utilidad para los países y organismos locales a la hora de definir zonas prioritarias para el establecimiento de la red de IV, identificando áreas de conservación y restauración, adaptadas a las propias prioridades y objetivos de gestión.

**Figura I.2.** Cartografía de áreas potenciales para la integración a la red de IV en Europa.

Extraído de AEMA (2014).



## I.2 Modelos de Infraestructura Verde de ámbito nacional

A lo largo de esta última década se ha avanzado en diversas propuestas de implementación de IV en distintos países. España ha incorporado a su ordenamiento jurídico el concepto de IV a través de la *Ley 33/2015, de 21 de septiembre*, por la que se modifica la *Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad*<sup>32</sup>.

[32] <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2015-10142>

La Ley 33/2015 establece las **bases para la creación y gestión de la IV en España**, fomentando la colaboración entre las diferentes administraciones públicas y la participación ciudadana en la identificación y desarrollo de proyectos relacionados con la conservación y mejora del patrimonio natural y la biodiversidad.

En los años posteriores a la aprobación de esta ley, se han llevado a cabo diversos proyectos y acciones para implementar la IV en diferentes regiones de España, buscando proteger hábitats clave, mejorar la conectividad entre áreas naturales y urbanas, y promover el turismo sostenible y el desarrollo económico compatible con la conservación del medio ambiente.

La implementación de la *Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas* ha sido un avance significativo en la promoción de prácticas

más sostenibles en la planificación y gestión del territorio, tanto en España como en otros países. La incorporación de este concepto en la legislación refleja el compromiso de proteger la biodiversidad y los ecosistemas, así como mejorar la calidad de vida de las personas a través de un enfoque más integrado y respetuoso con el medio natural.

Asimismo, diversos países europeos como Francia, Países Bajos, Polonia, República Checa, Dinamarca, Alemania, Suiza y otros, sobre todo donde la presión urbanística ha condicionado el uso sostenible del territorio, han ido avanzando en la definición de sus redes ecológicas nacionales (Herrera Calvo, 2013). Como ejemplo de red ecológica pionera, destaca la *Dutch National Ecological Network*<sup>33</sup>, iniciada en 1992 e implementada completamente en 2018. A continuación, y a modo de ejemplo, se incluye una breve referencia al caso francés, la *Trame Vert et Bleue*.

[33] <https://www.government.nl/topics/nature-and-biodiversity/national-ecological-network-nen>

### **Trame Vert et Bleue en Francia**

Francia ha incorporado la infraestructura verde en la *Estrategia Nacional de Biodiversidad* (SNB, 2022-2030)<sup>34</sup>, la cual refleja el compromiso de Francia en el marco del *Convenio sobre la Diversidad Biológica*. Su objetivo es reducir las presiones sobre la biodiversidad, proteger y restaurar los ecosistemas y provocar cambios profundos para revertir la trayectoria de disminución de la biodiversidad. Concretamente, en el Objetivo 5 se compromete a “*Construir una infraestructura ecológica que incluya una red coherente de áreas protegidas*”, dentro de la Orientación estratégica B: “*Preservar la vida y su capacidad de evolucionar*”.

[34] <https://biodiversite.gouv.fr/la-strategie-nationale-biodiversite-2030>; <https://www.ecologie.gouv.fr/strategie-nationale-biodiversite>

Mediante el *Décret n° 2012-1492 (du 27 décembre 2012 relatif à la trame verte et bleue)*, Francia ha reglamentado la infraestructura verde y azul. La *Trame Verte et Bleue*<sup>35</sup> es una red de continuidades ecológicas, tanto terrestres como acuáticas, que se aplica en todo el territorio francés, excepto en el medio marino. Se basa en el concepto de conectividad y no identifica áreas clave para la provisión de servicios de los ecosistemas. Incluye:

[35] <https://trameverteetbleue.fr/>; <https://www.ecologie.gouv.fr/trame-verte-et-bleue>

- **Áreas clave de biodiversidad:** que actúan de reservorio donde la biodiversidad es mayor o está mejor representada, las especies pueden completar todo o parte de su ciclo vital y los hábitats naturales pueden funcionar adecuadamente, lo que entre otras cosas significa que son suficientemente grandes. Son el hogar de poblaciones de especies clave desde las que sus individuos pueden dispersarse o que pueden acomodar en sí mismas nuevas poblaciones.
- **Corredores ecológicos:** pasos entre reservas de biodiversidad que proveen a las especies con condiciones favorables para desplazarse de un lugar a otro y completar su ciclo vital. Incluyen áreas naturales y semi-naturales, así como franjas de vegetación lineales o aisladas.
- **Cursos de agua y humedales:** como áreas importantes para la biodiversidad y como corredores ecológicos.

## Anexo II. Clasificación Común Internacional de Servicios de los Ecosistemas (CICES V.5.1)

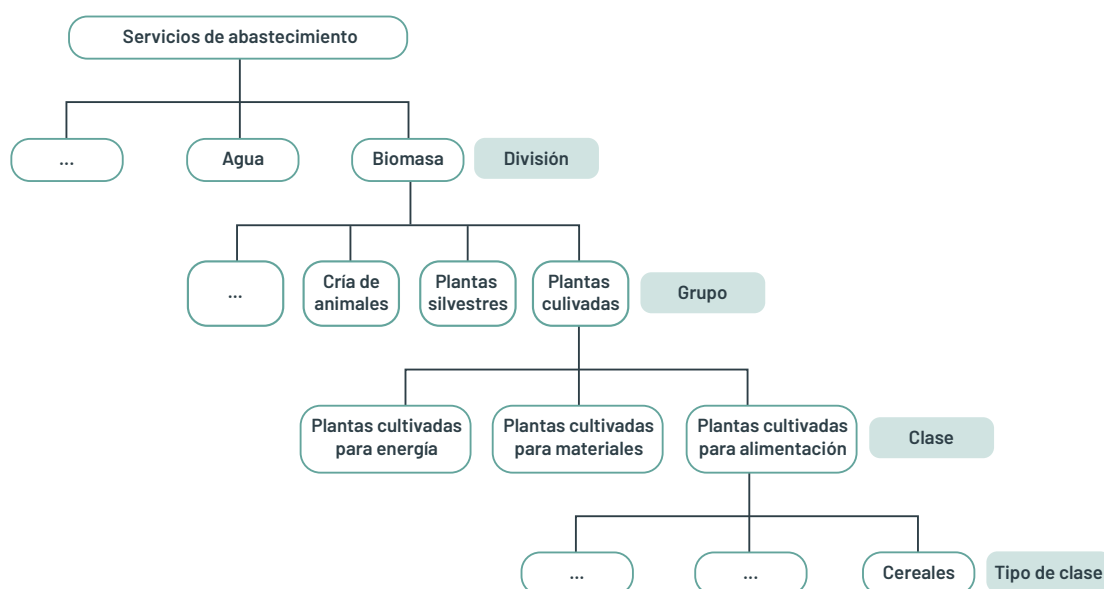
En esta Guía se realiza un análisis y selección de **servicios de los ecosistemas** considerados clave, partiendo de los establecidos por CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*<sup>36</sup>). Como criterio general, en la selección final se priorizan aquellos servicios de los ecosistemas para cuya valoración se han desarrollado indicadores adecuados y es posible disponer de información espacial. En fases posteriores de desarrollo de la presente Guía podrán ampliarse los servicios a valorar, atendiendo a eventuales mejoras de la información disponible.

[36] <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf>

La clasificación de servicios de los ecosistemas a través de CICES (Haines-Young y Potschin, 2018) es un intento de **armonizar las tipologías** empleadas en distintos ámbitos europeos, entre las que se encuentran las de la *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio* o las realizadas por la *Evaluación Nacional de los Ecosistemas del Reino Unido*.

CICES desglosa los servicios de los ecosistemas correspondientes a las tres agrupaciones normalizadas internacionalmente: servicios de abastecimiento, regulación y culturales. De este modo, CICES desarrolla una estructura jerárquica de servicios de los ecosistemas que permite su agrupación por categorías en diferentes niveles: Sección, División, Grupo, Clase y Tipo de Clase (Figura II.1).

**Figura II.1.** Ejemplo de la estructura jerárquica empleada por CICES.



El **sistema jerárquico** se diseña atendiendo a las necesidades de los profesionales pertenecientes a distintos ámbitos temáticos y espaciales, de tal modo que puedan combinarlos o desglosarlos de diferentes maneras según sus objetivos y necesidades. En este sentido, la adaptación de la clasificación a los requerimientos de evaluación de servicios de los ecosistemas respeta los elementos comunes dentro del mismo Grupo o Clase y, por tanto, mantiene la dependencia de los niveles más bajos respecto de los superiores.

La última versión de CICES (v5.1) facilita la comparación entre distintos sistemas internacionales de clasificación y establece un conjunto de códigos para cada una de las clases de servicios de los ecosistemas como guía comparativa con la versión anterior (CICES v4.3).

## Clasificación Internacional de Servicios de los Ecosistemas (CICES) V 5.1

Sección	Abastecimiento (biótico)
	<b>División</b> Biomasa
	<b>Grupo</b> Plantas terrestres cultivadas para nutrición, materiales o energía
	<b>Código / Clase</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>1.1.1.1. <b>Plantas terrestres cultivadas con fines nutricionales (incluidos hongos, algas).</b></li> <li>1.1.1.2. <b>Fibras y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento (excluyendo materiales genéticos).</b></li> <li>1.1.1.3. Plantas cultivadas como fuente de energía (incluidos hongos, algas).</li> <li>1.1.2.1. Plantas cultivadas con fines nutricionales por acuicultura in situ.</li> <li>1.1.2.2. Fibras y otros materiales de la acuicultura in situ para uso directo o procesamiento (excluidos los materiales genéticos).</li> <li>1.1.2.3. Plantas cultivadas como fuente de energía por acuicultura in situ.</li> </ul>
	<b>Grupo</b> Animales criados para nutrición, materiales o energía.
	<b>Código / Clase</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>1.1.3.1. Animales criados con fines nutricionales</li> <li>1.1.3.2. Fibras y otros materiales de animales criados para uso directo o procesamiento (excluyendo materiales genéticos).</li> <li>1.1.3.3. Animales criados para proporcionar energía (incluida la mecánica).</li> </ul>
	<b>Grupo</b> Animales acuáticos criados para nutrición, materiales o energía
	<b>Código / Clase</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>1.1.4.1. Animales criados por acuicultura in situ con fines nutricionales.</li> <li>1.1.4.2. Fibras y otros materiales de animales criados por acuicultura in situ para uso directo o procesamiento (excluyendo materiales genéticos).</li> <li>1.1.4.3. Animales criados por acuicultura in situ como fuente de energía.</li> </ul>
	<b>Grupo</b> Plantas silvestres (terrestres y acuáticas) para nutrición, materiales o energía.
	<b>Código / Clase</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>1.1.5.1. Plantas silvestres (terrestres y acuáticas, incluidos hongos, algas) utilizadas para la nutrición.</li> <li>1.1.5.2. Fibras y otros materiales de plantas silvestres para uso directo o procesamiento (excluyendo materiales genéticos).</li> <li>1.1.5.3. Plantas silvestres (terrestres y acuáticas, incluidos hongos, algas) utilizadas como fuente de energía.</li> </ul>

## Clasificación Internacional de Servicios de los Ecosistemas (CICES) V 5.1

	<b>Grupo</b>	Animales salvajes (terrestres y acuáticos) para nutrición, materiales o energía
	<b>Código / Clase</b>	1.1.6.1. Animales salvajes (terrestres y acuáticos) utilizados con fines alimentarios.
		1.1.6.2. Fibras y otros materiales de animales silvestres para uso directo o procesamiento (excluyendo materiales genéticos).
		1.1.6.3. Animales salvajes (terrestres y acuáticos) utilizados como fuente de energía.
	<b>División</b>	Material genético de toda la biota (incluida la producción de semillas, esporas o gametos)
	<b>Grupo</b>	Material genético de plantas, algas u hongos
	<b>Código / Clase</b>	1.2.1.1. Semillas, esporas y otros materiales vegetales recolectados para mantener o establecer una población
		1.2.1.2. Plantas superiores e inferiores (organismos completos) utilizadas para producir nuevas cepas o variedades
		1.2.1.3. Genes individuales extraídos de plantas superiores e inferiores para el diseño y construcción de nuevas entidades biológicas
	<b>Grupo</b>	Material genético de animales
	<b>Código / Clase</b>	1.2.2.1. Material animal recolectado con el propósito de mantener o establecer una población.
		1.2.2.2. Animales salvajes (organismos completos) utilizados para criar nuevas cepas o variedades.
		1.2.2.3. Genes individuales extraídos de organismos para el diseño y construcción de nuevas entidades biológicas.
	<b>División</b>	Otros tipos de servicio de abastecimiento a partir de fuentes bióticas
	<b>Grupo</b>	1.3.X.X. Otros
<b>Sección</b>	<b>Abastecimiento (abiótico)</b>	
	<b>División</b>	Agua
	<b>Grupo</b>	Aguas superficiales utilizadas para nutrición, materiales o energía
	<b>Código / Clase</b>	<b>4.2.1.1. Agua superficial potable</b>
		4.2.1.2. Agua superficial utilizada como material (fines no potables)
		4.2.1.3. Agua dulce superficial utilizada como fuente de energía.
		4.2.1.4. Agua costera y marina utilizada como fuente de energía.
		4.2.2.1. Agua subterránea (y subsuperficial) para beber.
		4.2.2.2. Agua subterránea (y subsuperficial) utilizada como material (fines no potables).
		4.2.2.3. Agua subterránea (y subsuperficial) utilizada como fuente de energía.

## Clasificación Internacional de Servicios de los Ecosistemas (CICES) V 5.1

	<b>Grupo</b>	Otros productos del ecosistema acuoso
	<b>Código / Clase</b>	4.3.X.X. Otros
	<b>División</b>	<b>Resultados de ecosistemas abióticos naturales no acuosos</b>
	<b>Grupo</b>	Sustancias minerales utilizadas para nutrición, materiales o energía
	<b>Código / Clase</b>	4.3.1.1. Sustancias minerales utilizadas con fines nutricionales.
		4.3.1.2. Sustancias minerales utilizadas para fines materiales.
		4.3.1.3. Sustancias minerales utilizadas como fuente de energía.
	<b>Grupo</b>	Sustancias no minerales o propiedades de los ecosistemas utilizadas para la nutrición, los materiales o la energía.
	<b>Código / Clase</b>	4.3.2.1. Sustancias no minerales o propiedades de los ecosistemas utilizadas con fines nutricionales.
		4.3.2.2. Sustancias no minerales utilizadas para materiales.
		4.3.2.3. Energía eólica
		4.3.2.4. Energía solar
		4.3.2.5. Geotermia
	<b>Grupo</b>	Otras sustancias minerales o no minerales o propiedades de los ecosistemas utilizadas para la nutrición, los materiales o la energía
	<b>Código / Clase</b>	4.3.2.6. Otros
<b>Sección</b>	Regulación y mantenimiento (biótico)	
	<b>División</b>	<b>Transformación de insumos bioquímicos o físicos a los ecosistemas</b>
	<b>Grupo</b>	Mediación de desechos o sustancias tóxicas de origen antropogénico por procesos vivos
	<b>Código / Clase</b>	2.1.1.1. Biorremediación por microorganismos, algas, plantas y animales.
		<b>2.1.1.2. Filtración/secuestro/almacenamiento/acumulación por microorganismos, algas, plantas y animales.</b>
	<b>Grupo</b>	Mediación de molestias de origen antropogénico
	<b>Código / Clase</b>	2.1.2.1. Reducción de olores.
		2.1.2.2. Atenuación de ruido.
		2.1.2.3. Detección visual.

## Clasificación Internacional de Servicios de los Ecosistemas (CICES) V 5.1

	<b>División</b>	<b>Regulación de condiciones físicas, químicas, biológicas</b>
	<b>Grupo</b>	Regulación de flujos de línea de base y eventos extremos
	<b>Código / Clase</b>	<b>2.2.1.1. Control de las tasas de erosión</b>
		2.2.1.2. Amortiguación y atenuación del movimiento de masas.
		<b>2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua (incluyendo control de inundaciones y protección costera)</b>
		2.2.1.4. Protección contra el viento.
		2.2.1.5. Protección contra incendios.
	<b>Grupo</b>	Mantenimiento del ciclo de vida, protección del hábitat y del acervo genético.
	<b>Código / Clase</b>	<b>2.2.2.1. Polinización (o dispersión de 'gametos' en un contexto marino).</b>
		2.2.2.2. Dispersión de semillas.
		2.2.2.3. Mantenimiento de poblaciones y hábitats de vivero (incluida la protección del acervo genético).
	<b>Grupo</b>	Control de plagas y enfermedades
	<b>Código / Clase</b>	2.2.3.1. Control de plagas (incluyendo especies invasoras).
		2.2.3.2. Control de Enfermedades.
	<b>Grupo</b>	Regulación de la calidad del suelo.
	<b>Código / Clase</b>	2.2.4.1. Procesos de meteorización y su efecto en la calidad del suelo.
		2.2.4.2. Procesos de descomposición y fijación y su efecto en la calidad del suelo.
	<b>Grupo</b>	Condiciones del agua
	<b>Código / Clase</b>	2.2.5.1. Regulación de la condición química de las aguas dulces por procesos vivos.
		2.2.5.2. Regulación de la condición química de las aguas saladas por procesos vivos.
	<b>Grupo</b>	Composición y condiciones atmosféricas
	<b>Código / Clase</b>	<b>2.2.6.1. Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos.</b>
		2.2.6.2. Regulación de temperatura y humedad, incluyendo ventilación y transpiración.
	<b>División</b>	<b>Otros tipos de servicio de regulación y mantenimiento por procesos vivos</b>
	<b>Grupo</b>	Otros
	<b>Código / Clase</b>	2.3.X.X. Otros

## Clasificación Internacional de Servicios de los Ecosistemas (CICES) V 5.1

<b>Sección</b>	Regulación y mantenimiento (abiótico)	
	División	Transformación de los aportes bioquímicos o físicos a los ecosistemas
	Grupo	Mediación de residuos, sustancias tóxicas y otras molestias por procesos no vivos.
	Código / Clase	5.1.1.1. Dilución por los ecosistemas marinos y de agua dulce.
		5.1.1.2. Dilución por la atmósfera.
		5.1.1.3. Mediación por otros medios químicos o físicos (por ejemplo, mediante filtración, secuestro, almacenamiento o acumulación).
	Grupo	Mediación de molestias de origen antropogénico
	Código / Clase	5.1.2.1. Mediación de las molestias por estructuras o procesos abióticos.
<b>Sección</b>	Regulación de las condiciones físicas, químicas y biológicas	
	Grupo	Regulación de flujos de línea de base y eventos extremos
	Código / Clase	5.2.1.1. Flujos másicos
		5.2.1.2. Flujos líquidos
		5.2.1.3. Flujos gaseosos
	Grupo	Mantenimiento de las condiciones físicas, químicas, abióticas
	Código / Clase	5.2.2.1. Mantenimiento y regulación por procesos químicos y físicos naturales inorgánicos
<b>Sección</b>	Otro tipo de servicio de regulación y mantenimiento por procesos abióticos	
	Grupo	Otros
	Código / Clase	5.3.X.X. Otros
<b>Sección</b>	Cultural (biótico)	
	División	Interacciones directas, in situ y al aire libre con sistemas vivos que dependen de la presencia en el entorno ambiental
	Grupo	Interacciones físicas y experienciales con el entorno natural
	Código / Clase	<b>3.1.1.1. Características de los sistemas vivos que permiten actividades que promueven la salud, la recuperación o el disfrute a través de interacciones activas o inmersivas</b>
		3.1.1.2. Características de los sistemas vivos que permiten actividades que promueven la salud, la recuperación o el disfrute a través de interacciones pasivas u observacionales.

## Clasificación Internacional de Servicios de los Ecosistemas (CICES) V 5.1

	Grupo	Interacciones intelectuales y representativas con el entorno natural.
	Código / Clase	3.1.2.1. Características de los sistemas vivos que permiten la investigación científica o la creación de conocimientos ecológicos tradicionales.
		3.1.2.2. Características de los sistemas vivos que posibilitan la educación y la formación.
		3.1.2.3. Características de los sistemas vivos que son resonantes en términos de cultura o herencia.
		<b>3.1.2.4. Características de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas.</b>
	División	Interacciones indirectas, remotas, a menudo en interiores con sistemas vivos que no requieren presencia en el entorno ambiental.
	Grupo	Interacciones espirituales, simbólicas y de otro tipo con el entorno natural
	Código / Clase	3.2.1.1. Elementos de los sistemas vivos que tienen un significado simbólico.
		3.2.1.2. Elementos de los sistemas vivos que tienen un significado sagrado o religioso
		3.2.1.3. Elementos de los sistemas vivos utilizados para el entretenimiento o la representación.
	Grupo	Otras características bióticas que no tienen valor de uso
	Código / Clase	3.2.2.1. Características o rasgos de los sistemas vivos que tienen un valor de existencia
		3.2.2.2. Características o rasgos de los sistemas vivos que tienen un valor de opción o legado
	División	Otras características de los sistemas vivos que tienen importancia cultural
	Grupo	Otros
	Código / Clase	3.3.X.X. Otros
<b>Sección</b>	<b>Cultural (abiótico)</b>	
	División	Interacciones directas, in situ y al aire libre con sistemas físicos naturales que dependen de la presencia en el entorno ambiental
	Grupo	Interacciones físicas y experienciales con los componentes abióticos naturales del medio ambiente
	Código / Clase	6.1.1.1. Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas.
		6.1.2.1. Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones intelectuales.
		6.2.1.1. Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones espirituales, simbólicas y de otro tipo.
		6.2.1.2. Características naturales, abióticas o características de la naturaleza que tienen un valor de existencia, opción o legado.

### Clasificación Internacional de Servicios de los Ecosistemas (CICES) V 5.1

	División	Otras características abióticas de la naturaleza que tienen importancia cultural.
	Grupo	Otros
	Código / Clase	6.3.X.X. Otros

# Anexo III. Fichas metodológicas para la evaluación y cartografía de servicios de los ecosistemas

## Índice de contenidos

### III.1 Servicios de abastecimiento

#### - Plantas terrestres cultivadas con fines nutricionales (Código CICES 1.1.1.1.) - Alimentos

Nivel I: ARIES (*Artificial Intelligence for Environment and Sustainability*) \_\_\_\_\_ 97

Nivel II: InVEST (*Crop Production*) \_\_\_\_\_ 99

#### - Fibras y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento (Código CICES 1.1.1.2.) - Madera

Nivel I: ARIES (Modelo de suministro de biomasa de madera) \_\_\_\_\_ 102

Nivel II: Biomasa leñosa y Biomasa leñosa natural en bosque disponible para suministro de madera (FAWS y FNAWS) \_\_\_\_\_ 104

#### - Agua superficial potable (Código CICES 4.2.1.1.)

Nivel I: InVEST (*Seasonal Water Yield*) \_\_\_\_\_ 107

Nivel II: SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) \_\_\_\_\_ 109

Nivel III: AQUATOOL (Módulo EVALHID) \_\_\_\_\_ 111

### III.2 Servicios de regulación

#### - Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos (Código CICES 2.2.6.1.)

Nivel I: InVEST (*Carbon*) \_\_\_\_\_ 113

Nivel II: Contenido de Carbono Total \_\_\_\_\_ 115

Nivel III: Balance Neto de Carbono \_\_\_\_\_ 119

#### - Filtración/secuestro/almacenamiento/acumulación por microorganismos, algas, plantas y animales (Código CICES 2.1.1.2.)

Nivel I: Biomasa Foliar \_\_\_\_\_ 121

#### - Polinización (Código CICES 2.2.2.1.)

Nivel I: Índice de abundancia probable de polinizadores anidando \_\_\_\_\_ 124

Nivel II: InVEST (*Crop Pollination*) \_\_\_\_\_ 127

Nivel II: ESTIMAP \_\_\_\_\_ 131

#### - Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua (Código CICES 2.2.1.3.)

Nivel I: Control de inundaciones \_\_\_\_\_ 133

Nivel II: Índice de retención hídrica (WRI) \_\_\_\_\_ 136

Nivel III: SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) \_\_\_\_\_ 139

#### - Control de las tasas de erosión (Código CICES 2.2.1.1.)

Nivel I: InVEST (*Sediment Retention*) \_\_\_\_\_ 142

Nivel 2: RUSLE \_\_\_\_\_ 145

### III.3 Servicios culturales

#### - Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas (Código CICES 3.1.1.1.)

Nivel 1: Índice de recreación \_\_\_\_\_ 148

Nivel 2: InVEST (*Recreation*) \_\_\_\_\_ 152

Nivel 3: ESTIMAP \_\_\_\_\_ 155

#### - Características de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas (Código CICES 3.1.2.4.)

Nivel 1: Índice de estética del paisaje \_\_\_\_\_ 158

## III.1 Servicios de abastecimiento

### Plantas terrestres cultivadas con fines nutricionales (incluidos hongos, algas)

#### Nivel I

ARIES (*Artificial Intelligence for Environment and Sustainability*)

#### Justificación de la elección

ARIES (*Artificial Intelligence for Environment and Sustainability*) es una herramienta de modelado y evaluación de servicios ecosistémicos que utiliza enfoques basados en inteligencia artificial. ARIES es una herramienta útil para evaluar la producción de alimentos, ya que combina datos, modelado avanzado y capacidades de evaluación de escenarios para comprender y comunicar los impactos de las prácticas agrícolas en los ecosistemas y en la sociedad (The ARIES Team, 2023).

#### Descripción

ARIES para SEEA incluye un modelo de abastecimiento de cultivos que abarca doce cultivos de importancia mundial: cebada, maíz, palma aceitera, patata, colza, arroz, centeno, soja, remolacha azucarera, caña de azúcar, girasol y trigo. A falta de las series temporales subnacionales de datos estadísticos agrícolas necesarias para producir datos creíbles de producción de cultivos desglosados espacialmente, se basa en los datos de producción de cultivos del Modelo de Asignación Espacial de la Producción (*Spatial Production Allocation Model, SPAM*) para 2010, sustituidos por datos nacionales cuando éstos están disponibles. Para tener en cuenta los cambios en el abastecimiento de cultivos a lo largo del tiempo, los valores a nivel de celda se ajustan al alza o a la baja en función de los cambios anuales en la producción de cultivos utilizando los datos de FAOSTAT.

En un paso posterior, la contribución del ecosistema a la producción de cultivos se estima siguiendo a Vallecillo et al. (2019) como la relación entre los insumos naturales y los insumos naturales más los insumos humanos, en términos energéticos (utilizando valores específicos de los cultivos proporcionados para las naciones de la UE, para las naciones no pertenecientes a la UE se utiliza el promedio de la UE).

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de los datos disponibles en el modelo. Generalmente se usan datos nacionales o internacionales.

#### Ejemplos de casos de estudio

Balbi, S., del Prado, A., Gallejones, P., Geevan, C. P., Pardo, G., Pérez-Miñana, E., ... & Villa, F. (2015). *Modeling trade-offs among ecosystem services in agricultural production systems. Environmental Modelling & Software*, 72, 314–326.

## Plantas terrestres cultivadas con fines nutricionales (incluidos hongos, algas)

### Nivel I

ARIES (*Artificial Intelligence for Environment and Sustainability*)

#### Metodología

Para la evaluación de la provisión de cultivos en ARIES se recomienda seguir los siguientes pasos. Para más información consulte la página web de ARIES <https://aries.integratedmodelling.org/aries-for-seea-documentation/>:

#### 1. Configuración del modelo:

- a. Abrir la plataforma ARIES para servicios de los ecosistemas (<https://aries.integratedmodelling.org/aries-for-seea-explorer/>). En el menú identificar la zona de estudio y el marco temporal de análisis.
- b. En la barra buscadora apretar espacio y buscar el servicio de producción agrícola, pulsar "enter" para que comience la ejecución.

#### 2. Ejecución del modelo:

- c. ARIES procesará los datos y generará resultados que muestran la producción agrícola estimada en función del modelo SPAM.

#### 3. Análisis e interpretación de resultados:

- d. Examinar los resultados del modelo.
- e. Analizar la producción agrícola obtenida en formato espacial y tabular, con el objetivo de evaluar este servicio en la propuesta de Infraestructura verde.

#### Fuentes de datos

Para ejecutar el modelo no se requieren datos específicos, sin embargo, se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV para validar los resultados.

#### Bibliografía

The ARIES Team. (2023). *ARIES for SEEA user guide*. <https://aries.integratedmodelling.org/aries-for-seea-user-guide/>

Vallecillo, S., La Notte, A., Kakoulaki, G., Kamberaj, J., Robert, N., Dottori, F., Feyen, L., Rega, C., & Maes, J. (2019). *Ecosystem services accounting Part II Pilot accounts for crop and timber flood control*. <https://doi.org/10.2760/631588>

## Plantas terrestres cultivadas con fines nutricionales (incluidos hongos, algas)

### Nivel II

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

#### Justificación de la elección

El modelo de producción de cultivos de InVEST permite un examen detallado de los costos y beneficios de esta empresa humana vital, incluyendo la exploración de cuestiones como:

¿Cómo se compararía una disposición o selección diferente de los sistemas de cultivo con los sistemas actuales en términos de producción total? ¿Podría el cambio de cultivos producir un mayor rendimiento económico o valor nutricional?

¿Cuáles son los efectos de la intensificación de los cultivos en los servicios ecosistémicos? ¿Si se utiliza menos tierra para producir la misma cantidad de alimentos aumentando la intensificación?, ¿es positivo o negativo el resultado neto sobre la producción de servicios ecosistémicos?

¿Cómo podemos evaluar diferentes estrategias para satisfacer la creciente demanda de alimentos minimizando el impacto en los servicios ecosistémicos? (Natural Capital Project, 2022).

#### Descripción

El modelo de producción de cultivos de InVEST "Crop production" (<https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/crop-production>) se divide en un modelo de rendimiento basado en el percentil, que abarca 175 cultivos en todo el mundo, y un modelo basado en la regresión que tiene en cuenta las tasas de fertilización en 10 cultivos (Sharp et al., 2018). Estos modelos se presentan como modelos «percentil» y «regresión».

Todos los resultados se comparan con los resultados observados en la misma región para comprobar el control de calidad, así como la información nutricional de 33 macro y micronutrientes.

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de la cartografía (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del servicio.

#### Ejemplos de casos de estudio

Gu, Y., Lin, N., Ye, X., Xu, M., Qiu, J., Zhang, K., ... & Xu, D. (2022). *Assessing the impacts of human disturbance on ecosystem services under multiple scenarios in karst areas of China: Insight from ecological conservation red lines effectiveness. Ecological Indicators*, 142, 109202.

## Plantas terrestres cultivadas con fines nutricionales (incluidos hongos, algas)

### Nivel II

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

#### Metodología

La siguiente información ha sido adaptada de Natural Capital Project (2022).

#### **Modelo percentil**

El modelo de percentiles de producción de cultivos de InVEST produce estimaciones del rendimiento de 175 cultivos a partir de datos existentes, resúmenes de percentiles y rendimientos observados. Estas observaciones se basan en conjuntos de datos de la FAO y subnacionales para 175 cultivos, como toneladas/ha (Monfreda et al., 2008) e información nutricional. Los rendimientos percentiles son útiles para explorar una gama de niveles de intensificación, enumerando el rendimiento para los percentiles 25, 50, 75 y 95, entre los datos de rendimiento observados en cada uno de los tramos climáticos del cultivo.

#### **Modelo regresión**

Para 10 cultivos básicos cuyos rendimientos han sido modelizados globalmente por Mueller et al. (2012) el modelo de Regresión de la Producción de Cultivos puede proporcionar estimaciones de los rendimientos dados los aportes de fertilizantes. Estos cultivos incluyen la cebada, el maíz, la palma aceitera, la patata, el arroz, la soja, la remolacha azucarera, la caña de azúcar, el girasol y el trigo. Para ejecutar este modelo, se debe proporcionar una tabla adicional que corresponda a los cultivos con las tasas de aplicación de nitrógeno, fosfato y potasa (kg/ha) por cultivo. El modelo produce los rendimientos de los cultivos modelizados y observados, así como el valor nutricional.

Una de las principales limitaciones de este enfoque es que no tiene en cuenta la variación de los rendimientos en función de la posición del paisaje, como las diferencias en las pendientes o los fondos de los valles, ya que el modelo solo incluye el clima, la fertilización y el riego. Además, el modelo requiere que el usuario especifique una tabla que asigne cada tipo de cobertura terrestre a un solo tipo de cultivo, por lo que el usuario debe tener información básica sobre qué tipos de cultivos ocurren en el área.

## Plantas terrestres cultivadas con fines nutricionales (incluidos hongos, algas)

### Nivel II

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

### Configuración del modelo

#### 1. Configuración del modelo

- a. Descargar e instalar la última versión de InVEST desde el sitio web oficial: <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>
- b. Reunir los datos necesarios para el análisis como información sobre el uso del suelo, el clima, los cultivos, la topografía y otros datos relevantes para el área de estudio. Se debe asegurar que los datos estén en el formato requerido por InVEST y compartan la misma proyección cartográfica.
- c. Abrir InVEST y seleccionar el modelo "Crop Production" (Producción Agrícola) de la lista de modelos disponibles.
- d. Delimitar la región de estudio con base a los datos de entrada. Esto puede hacerse seleccionando una extensión espacial o proporcionando un archivo de límites de estudio.
- e. Ajustar los parámetros del modelo según las características del área de estudio y las necesidades específicas.

#### 2. Ejecución del modelo

Iniciar el proceso de cálculo haciendo clic en el botón de "Run" o "Ejecutar" en la interfaz de InVEST. El modelo calculará la producción agrícola para el área de estudio basándose en los datos de entrada y los parámetros configurados.

#### 3. Análisis e interpretación de resultados

Analizar los resultados obtenidos que pueden incluir mapas y tablas que muestran la distribución espacial de la producción agrícola y otros resultados relacionados con el servicio ecosistémico, con el objetivo de evaluar este servicio en la propuesta de infraestructura verde.

### Fuentes de datos

Para ejecutar el modelo se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

### Bibliografía

- Monfreda, C., Ramankutty, N., & Foley, J. A. (2008). *Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. Global Biogeochemical Cycles*, 22(1). <https://doi.org/10.1029/2007GB002947>
- Mueller, N. D., Gerber, J. S., Johnston, M., Ray, D. K., Ramankutty, N., & Foley, J. A. (2012). *Closing yield gaps through nutrient and water management. Nature*, 490(7419), 254–257. <https://doi.org/10.1038/nature11420>
- Natural Capital Project. (2022). InVEST 3.13.0. *User's Guide*. <https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/es/index.html>
- Sharp, R., Tallis, H., Ricketts, T., Guerry, A. D., Wood, S. A., Chaplin Kramer, R., & Nelson, E. (2018). *InVEST 3.6.0 User's Guide*.

## Fibras y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento (excluyendo materiales genéticos) - Madera

### Nivel I

### Modelo de suministro de biomasa de madera (ARIES)

#### Justificación de la elección

ARIES (*Artificial Intelligence for Environment and Sustainability*) es una herramienta de modelado y evaluación de servicios de los ecosistemas que utiliza enfoques basados en inteligencia artificial para cuantificar y valorar los servicios que los ecosistemas proporcionan a la sociedad.

Este modelo es útil cuando no se tiene suficiente información para poder calcular el incremento anual neto del suministro de madera. A partir de esta modelización se pueden generar estimaciones que pueden ser utilizadas para valorar este servicio en una escala espacialmente explícita.

#### Descripción

ARIES incluye un modelo de suministro de biomasa para madera que se basa en un modelo de aprendizaje máquina (*machine learning*), el cual está capacitado para replicar los resultados de otros modelos utilizando conjuntos de datos predictores disponibles a nivel mundial.

El aprendizaje máquina está habilitado en ARIES a través de la biblioteca Weka de algoritmos de aprendizaje máquina (<https://www.cs.waikato.ac.nz/ml/weka/>). Estos dos modelos utilizan el clasificador BayesNet que aprende la estructura y las probabilidades condicionales de las redes bayesianas utilizando datos. La integración de Weka en ARIES permite la aplicación intuitiva de aprendizaje máquina a conjuntos de datos espaciales. Estos modelos de rendimiento de cultivos y madera aún son experimentales, ya que sus modelos de red bayesiana subyacentes se aprendieron en el contexto geográfico entre las costas atlántica y mediterránea en Europa occidental.

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de la cartografía (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del servicio.

#### Ejemplos de casos de estudio

Verkerk, P.J., Levers, C., Kuemmerle, T., Lindner, M., Valbuena, R., Verburg, P.H. and Zudin, S., 2015. *Mapping wood production in European forests. Forest Ecology and Management*, 357, pp.228-238.

Verkerk, P. J., Fitzgerald, J. B., Datta, P., Dees, M., Hengeveld, G. M., Lindner, M., & Zudin, S. (2019). *Spatial distribution of the potential forest biomass availability in Europe. Forest Ecosystems*, 6(1), 1-11.

## Fibras y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento (excluyendo materiales genéticos) - Madera

### Nivel I

### Modelo de suministro de biomasa de madera (ARIES)

#### Metodología

El modelo de suministro de biomasa de madera utiliza el resultado del modelo EFI (Instituto Forestal Europeo) de producción de madera en los bosques europeos desarrollado por Verkerk et al. (2015) para entrenar un modelo de aprendizaje máquina. Las estimaciones se basan en un algoritmo de Red Bayesiana (Weka BayesNet) que utiliza las siguientes variables como predictores:

- Parámetros ecológicos: (1) Tipo de hoja, (2) Índice de vegetación mejorado, (3) Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI);
- Condiciones climáticas: (4) Volumen de precipitación, (5) Temperatura atmosférica, (6) Radiación solar;
- Características topográficas: (7) Elevación, (8) Pendiente, (9) Orientación;
- Características del suelo: (10) Profundidad del suelo, (11) Textura del suelo

#### Configuración del modelo en ARIES:

##### 1. Configuración de modelo:

- a. Abrir la plataforma ARIES para servicios de los ecosistemas (<https://aries.integratedmodelling.org/aries-for-seea-explorer/>). En el menú identificar la zona de estudio y el marco temporal de análisis.
- b. En la barra buscadora apretar espacio y buscar el servicio de suministro de biomasa para madera, pulsar "enter" para que comience la ejecución.

##### 2. Ejecución del modelo:

- c. ARIES procesará los datos y generará resultados que muestran la provisión de madera estimada en función del modelo EFI.

##### 3. Análisis e interpretación de resultados:

- d. Examinar los resultados del modelo.
- e. Analizar la biomasa para madera obtenida en formato espacial y tabular, con el objetivo de evaluar este servicio en la propuesta de Infraestructura Verde.

#### Fuentes de datos

Para ejecutar el modelo no se requieren datos específicos, sin embargo, se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV para validar los resultados.

#### Bibliografía

Verkerk, P. J., Fitzgerald, J. B., Datta, P., Dees, M., Hengeveld, G. M., Lindner, M., & Zudin, S. (2019). *Spatial distribution of the potential forest biomass availability in Europe*. *Forest Ecosystems*, 6(1), 1-11.

Verkerk, P.J., Levers, C., Kuemmerle, T., Lindner, M., Valbuena, R., Verburg, P.H. & Zudin, S., 2015. *Mapping wood production in European forests*. *Forest Ecology and Management*, 357, pp.228-238.

## Fibras y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento (excluyendo materiales genéticos) - Madera

### Nivel II y III

Biomasa leñosa y Biomasa leñosa natural en bosque disponible para suministro de madera (FAWS y FNAWS)

#### Justificación de la elección

Esta metodología se utiliza debido a que tiene una mayor precisión y confiabilidad en la estimación de madera disponible. Ofrece resultados sólidos al enfocarse en estimaciones cuantitativas de la cantidad de suministro de madera. Sin embargo, necesita mayor cantidad de datos y el cálculo de su distribución espacial es compleja.

#### Descripción

El Bosque Disponible para Suministro de Madera (FAWS) se refiere a una determinada área forestal que se considera apta y accesible para la extracción sostenible de madera. Esta área se selecciona teniendo en cuenta aspectos como la calidad y cantidad de los recursos maderables, la accesibilidad y la viabilidad económica de la extracción.

La Biomasa Leñosa Natural en Bosque Disponible para Suministro de Madera (FNAWS) se refiere a la cantidad de materia vegetal, principalmente madera, presente en el Bosque Disponible para Suministro de Madera (FAWS). Esta biomasa leñosa incluye los árboles, ramas y otros materiales forestales que tienen un potencial para ser utilizados como productos maderables.

Esta metodología ofrece la posibilidad de evaluar la disponibilidad de madera, planificar la explotación forestal de manera sostenible, monitorear la gestión forestal a lo largo del tiempo y evaluar los servicios de los ecosistemas que proporcionan los bosques. Estas metodologías brindan información precisa y cuantitativa sobre la biomasa leñosa disponible, lo que permite tomar decisiones informadas y equilibrar las necesidades de aprovechamiento forestal con la conservación de los ecosistemas y la protección de los servicios que brindan.

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de la cartografía (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del servicio.

## Fibras y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento (excluyendo materiales genéticos) - Madera

### Nivel II y III

Biomasa leñosa y Biomasa leñosa natural en bosque disponible para suministro de madera (FAWS y FNAWS)

### Ejemplos de casos de estudio

Alberdi, I., Bender, S., Riedel, T., Avitabile, V., Bouriaud, O., Bosela, M., Camia, A., Canellas, I., Castro Rego, F., Fischer, C., Freudenschuss, A., Fridman, J., Gasparini, P., Gschwenter, T., Guerrero, S., Kjartansson, B., Kucera, M., Lanz, A., Marin, G., Mubareka, S., Notarangelo, M., Nunes, L., Pesty, B., Pikula, T., Redmond, J., Rizzo, M., Seben, V., Snorrason, A., Tomter, S. & Hernandez, L. *Assessing forest availability for wood supply in Europe*, FOREST POLICY AND ECONOMICS, ISSN 1389-9341, 111, 2020, p. 102032, JRC118070.

Vallecillo, S., La Notte, A., Kakoulaki, G., Kamberaj, J., Robert, N., Dottori, F., Feyen, L., Rega, C., & Maes, J. (2019). *Ecosystem services accounting Part II Pilot accounts for crop and timber flood control*. <https://doi.org/10.2760/631588>

Fischer, C., Gasparini, P., Nylander, M., Redmond, J., Hernandez, L., Brändli, U. B., ... & Alberdi, I. (2016). *Joining criteria for harmonizing European forest available for wood supply estimates. Case studies from national forest inventories*. *Forests*, 7(5), 104.

### Metodología

Para el caso de las **FAWS** se debe calcular el Incremento Anual Bruto que es el promedio anual de incremento de volumen durante el período de referencia de todos los árboles sin diámetro mínimo. Una vez que las pérdidas debidas a la mortalidad natural de los árboles son sustraídas, obtenemos el Incremento Anual Neto que representa el punto de partida para calcular el caudal real. El Incremento Anual Neto es el producto de los aportes humanos y del ecosistema. Para ello se necesita calcular un coeficiente para separar la contribución del ecosistema del total de producción.

$$EcoCon_{timber} = 1 - \frac{(CPAA01 + CPAA02 + CPAC19 + CPAC20)}{P1}$$

Donde *CPAA01* es el sustituto de material de plantación, *CPAA02* es el sustituto de vivero y servicios forestales, *CPAC19* es el proxy para la operación de la máquina, *CPAC20* es el proxy para fertilización y agentes químicos, *P1* es la producción total del sector forestal.

En el caso de las **FNAWS**, la provisión de madera se mide utilizando las extracciones como indicador del flujo de servicios, que es cuando los recursos del contexto no cultivado ingresan al límite de producción. Los bosques utilizados principalmente para la recolección de productos forestales no madereros de crecimiento silvestre o para la producción controlada de corcho (es decir, utilizados para actividades de NACE A02.3) deben considerarse y tratarse como FNAWS para los propósitos de medir el servicio de suministro de madera. Esto significa que, si se utiliza madera de estos árboles, desde la poda o al final de su vida útil, se contabiliza utilizando como indicador las retiradas de madera.

## Fibras y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento (excluyendo materiales genéticos) - Madera

### Nivel II y III

Biomasa leñosa y Biomasa leñosa natural en bosque disponible para suministro de madera (FAWS y FNAWS)

Para este nivel es necesaria información local de inventarios forestales. Determinando las características del bosque como son las especies de árboles dominantes, la edad de las especies de árboles importantes, la cobertura de la capa de árboles y la capa de arbustos y el diámetro de los árboles a la altura del pecho. Sobre la base de este conjunto de datos, se pueden desarrollar modelos de regresión que tiene en cuenta las especies de árboles para calcular la provisión de madera utilizando las extracciones como indicador del flujo de servicios, que es cuando los recursos del contexto no cultivado ingresan al límite de producción.

### Fuentes de datos

Para ejecutar el modelo se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

### Bibliografía

Alberdi, I., Michalak, R., Fischer, C., Gasparini, P., Brändli, U. B., Tomter, S. M., ... & Vidal, C. (2016). *Towards harmonized assessment of European forest availability for wood supply in Europe. Forest Policy and Economics, 70*, 20-29.

Europe, F. (2015a). *Process to Update the Pan-european Set of Indicators for Sustainable Forest Management Relevant Terms and Definitions Used for the Updated Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management.*

Europe, F. (2015b). *State of Europe's Forests 2015: Europe's Status & Trends in Sustainable Forest Management in Europe.* Madrid, 314pp.

## Agua superficial potable

### Nivel I

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

#### Justificación de la elección

La metodología del modelo INVEST para evaluar el servicio de agua superficial es muy adaptable y puede ajustarse según las características de la cuenca hidrográfica que se esté evaluando y los datos disponibles. Por estas características se ha incluido en este nivel, ya que por un lado los datos de entrada se pueden adaptar a las necesidades y cantidad de recursos de información disponibles y por otro, al estar dentro de una plataforma de modelización no necesita grandes conocimientos sobre el programa.

#### Descripción

El modelo "Seasonal Water Yield" (SWY, <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/seasonal-water-yield>) evalúa la cantidad de agua que un ecosistema produce y cómo afecta al suministro de agua disponible para el uso humano y otras actividades. La evaluación de la producción de agua superficial es esencial para entender la relación entre los ecosistemas, el abastecimiento de agua potable y la resiliencia ante eventos climáticos extremos, como sequías e inundaciones.

El modelo InVEST utiliza datos geoespaciales y herramientas de análisis para cuantificar y visualizar la contribución de los ecosistemas a la generación de agua superficial. Entre los factores que se consideran para evaluar el agua superficial se encuentran la precipitación, la evapotranspiración, la vegetación, el uso del suelo y la topografía.

#### Escala de trabajo

Este servicio del ecosistema se va a desarrollar a escala de cuenca, subcuenca o microcuenca hidrográfica, para mantener una coherencia con las normas sobre el agua (Directiva Marco del Agua).

#### Ejemplos de casos de estudio

Mandle, L., Wolny, S., Bhagabati, N., Helsing, H., Hamel, P., Bartlett, R., ... & Su Mon, M. (2017). *Assessing ecosystem service provision under climate change to support conservation and development planning in Myanmar*. *PLoS One*, 12(9), e0184951.

Hamel, P., Valencia, J., Schmitt, R., Shrestha, M., Piman, T., Sharp, R. P., ... & Guswa, A. J. (2020). *Modeling seasonal water yield for landscape management: Applications in Peru and Myanmar*. *Journal of Environmental Management*, 270, 110792.

## Agua superficial potable

### Nivel I

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

#### Metodología

El modelo de rendimiento de agua estacional (SWY) estima la cantidad de agua producida por una cuenca, que llega a los arroyos en el transcurso de un año. Los resultados principales del modelo son flujo rápido, recarga local y flujo base. El flujo rápido representa la cantidad de precipitación que se escurre de la tierra directamente, durante y poco después de un evento de lluvia, y la recarga local representa la cantidad de lluvia que se infiltra en el suelo, menos lo que se evapora o utiliza la vegetación. El flujo base es la cantidad de precipitación que ingresa a los arroyos de manera más gradual a través del flujo subterráneo, incluso durante la estación seca.

En primer lugar, el modelo necesita como datos de entrada información sobre el uso del suelo (o su cobertura), la cobertura vegetal, datos de la topografía, patrones de precipitación y la ubicación de las fuentes de agua superficial (ríos, estanques, arroyos).

Con estos datos de entrada se desarrolla un modelado hidrológico que simula el comportamiento del agua en la cuenca hidrográfica. Estos modelos tienen en cuenta factores como la infiltración, la escorrentía, la evapotranspiración y la recarga de acuíferos. Con el modelo hidrológico se evalúa la capacidad de los ecosistemas para retener el agua, los ecosistemas, como bosques y humedales, tienden a tener una mayor capacidad de retención de agua, lo que contribuye a reducir la escorrentía superficial y las inundaciones.

Por último, en el caso de que tengamos la información disponible el modelo puede evaluar la calidad del agua, en términos de contaminantes y nutrientes, estimar el valor económico del agua superficial y por último generar escenarios de cómo afectaría a la provisión de agua, eventos de cambio de uso del suelo, como deforestaciones, urbanizaciones, conservación de áreas etc.

#### Fuentes de datos

Mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat, presencia de masas de agua superficiales, coberturas del suelo, datos climáticos, pendiente (Anexo IV).

#### Bibliografía

Wang, Z., Lechner, A. M., & Baumgartl, T. (2018). Ecosystem services mapping uncertainty assessment: A case study in the Fitzroy Basin mining region. *Water*, 10(1), 88.

## Agua superficial potable

### Nivel II

SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*)

#### Justificación de la elección

En el contexto del abastecimiento de agua superficial potable, el modelo SWAT puede ser utilizado para evaluar y predecir la disponibilidad y calidad del agua en las fuentes superficiales que proporcionan agua potable a una comunidad o una región.

#### Descripción

En el contexto del abastecimiento de agua superficial potable, el modelo SWAT puede ser utilizado para evaluar y predecir la disponibilidad y calidad del agua en las fuentes superficiales que proporcionan agua potable a una comunidad o una región. El modelo SWAT es una herramienta valiosa para los planificadores y gestores del agua, ya que permite una comprensión más profunda de la regulación hídrica y la disponibilidad de agua en cuencas hidrográficas, lo que contribuye a una gestión más efectiva y sostenible de los recursos hídricos y garantiza un abastecimiento de agua superficial potable seguro y confiable para la población (<https://swat.tamu.edu/>).

#### Escala de trabajo

Este servicio del ecosistema se va a desarrollar a escala de cuenca, subcuenca o microcuenca hidrográfica. Para mantener una coherencia con las normas sobre el agua (*Directiva Marco del Agua*).

#### Ejemplos de casos de estudio

Guug, S. S., Abdul-Ganiyu, S., & Kasei, R. A. (2020). *Application of SWAT hydrological model for assessing water availability at the Sherigu catchment of Ghana and Southern Burkina Faso*. *HydroResearch*, 3, 124-133.

#### Metodología

El modelo SWAT requiere una variedad de datos, como información sobre el uso del suelo, la topografía, las características de los suelos, la precipitación, la evapotranspiración y los caudales de los ríos. También se necesitan datos sobre la calidad del agua, como concentraciones de nutrientes y contaminantes.

Para calibrar el modelo SWAT, se necesitan parámetros hidrológicos que representen las características únicas de la cuenca hidrográfica de estudio, como la capacidad de retención de agua del suelo, la escorrentía y la infiltración.

Con base en los datos y parámetros, el modelo SWAT simula el ciclo hidrológico en la cuenca, incluyendo la interacción entre la precipitación, la escorrentía superficial, la infiltración, la evaporación y la recarga de acuíferos.

## Agua superficial potable

### Nivel II

### SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*)

Una vez calibrado, el modelo SWAT puede ser utilizado para evaluar diferentes escenarios de gestión y cambios en el uso del suelo, como la reforestación, la conservación de áreas naturales o el desarrollo urbano. Los escenarios también pueden considerar el impacto del cambio climático en la disponibilidad de agua. Además, puede ayudar a identificar áreas críticas en la cuenca donde la regulación hídrica es más vulnerable o donde se necesita una gestión más efectiva para asegurar un suministro de agua potable adecuado.

La información generada por el modelo SWAT es útil para apoyar la toma de decisiones en la gestión sostenible del agua, incluyendo la planificación del uso del suelo, la conservación de áreas naturales, el control de la contaminación y el desarrollo de infraestructuras de abastecimiento de agua.

### Fuentes de datos

Coberturas del suelo, datos climáticos, pendiente, capacidad de retención del agua, hidrografía, evapotranspiración (Anexo IV).

### Bibliografía

Tan, M. L., Gassman, P. W., Yang, X., & Haywood, J. (2020). *A review of SWAT applications, performance and future needs for simulation of hydro-climatic extremes*. *Advances in Water Resources*, 143, 103662.

Tan, M. L., Gassman, P. W., Liang, J., & Haywood, J. M. (2021). *A review of alternative climate products for SWAT modelling: Sources, assessment and future directions*. *Science of the Total Environment*, 795, 148915.

## Agua superficial potable

Nivel III

AQUATOOL (Módulo EVALHID)

### Justificación de la elección

Este último modelo, es un entorno de desarrollo de planificación y gestión de cuencas o sistemas de recursos hídricos desarrollado por la Universitat Politècnica de València y el Instituto de Ingeniería del Agua y el Medio Ambiente. Este entorno es uno de los softwares recomendados por el Ministerio para el Desarrollo de Planes Hidrológicos. Por lo que puede estar ya desarrollado en las cuencas hidrográficas necesarias para la evaluación de este servicio. En sí, no es una plataforma de modelos para la evaluación de los servicios de los ecosistemas, como es el caso de los dos anteriores, pero en este caso puede dar resultados en la misma línea y además puede que ya esté desarrollado en las cuencas a evaluar.

### Descripción

AQUATOOL (<https://aquatool.webs.upv.es/aqt/>) es un entorno de desarrollo de sistemas de soporte a la decisión para planificación y gestión de cuencas o de sistemas de recursos hídricos. Proporciona recursos para ayudar al análisis de diversos problemas relacionados con la gestión del agua. El entorno se divide por módulos según la información que queramos obtener. De esta forma podemos conseguir información sobre la gestión de cuencas, la evaluación de la calidad del agua, la evaluación de los riesgos de gestión, o desarrollar modelos de precipitación y escorrentía.

En el último caso, dicho modelo puede servir para obtener información sobre el servicio de abastecimiento de agua superficial potable. El módulo en cuestión llamado EVALHID, consta de varios tipos de modelos que se pueden seleccionar en función de los datos disponibles, la complejidad de la cuenca y los conocimientos de los desarrolladores.

### Escala de trabajo

Este servicio del ecosistema se va a desarrollar a escala de cuenca, subcuenca o microcuenca hidrográfica, para mantener una coherencia con las normas sobre el agua (*Directiva Marco del Agua*).

### Ejemplos de casos de estudio

Enríquez, M. M. G., & Rodríguez, H. F. A. (2007). Implementación del sistema soporte a la decisión Aquatool en la zona centro del departamento del valle del Cauca. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, (6), 40-46.

## Agua superficial potable

Nivel III

AQUATOOL (Módulo EVALHID)

### Metodología

Se utilizará la herramienta *EVALHID* para la evaluación de recursos hídricos de una cuenca hidrográfica y sus subcuencas. Como datos de entrada se necesitan datos de precipitación, evapotranspiración potencial y temperatura.

Se deben definir las subcuencas y los puntos de desagüe de estas. Una vez incluida esta información el módulo nos da a elegir entre uno de los modelos de precipitación-escorrentía con los que puede trabajar. En total son 6, incluyendo dos para el cálculo de la nieve. Como paso final podemos asignar parámetros a los diferentes modelos o utilizar los que da el módulo por defecto.

Con esta información ya se puede llevar a cabo el modelo. Este entorno de desarrollo está muy bien documentado, por lo que, si necesita alguna aclaración, sobre este módulo, o se quiere indagar sobre alguno de los otros módulos. Su página web tiene mucha información, como manuales de usuario, manuales técnicos, ejemplos o ejercicios resueltos <https://aquatool.webs.upv.es/aqt/>.

### Fuentes de datos

Coberturas del suelo, datos climáticos, pendiente, capacidad de retención del agua, hidrografía, evapotranspiración (Anexo IV).

### Bibliografía

Andreu, J., Capilla, J., & Sanchis, E. (1996). AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. *Journal of hydrology*, 177(3-4), 269-291.

Pedro-Monzonis, M., Jiménez-Fernández, P., Solera, A., & Jiménez-Gavilán, P. (2016). The use of AQUATOOL DSS applied to the System of Environmental-Economic Accounting for Water (SEEA). *Journal of hydrology*, 533, 1-14.

Andreu, J., Capilla, J., & Sanchis, E. (1991). AQUATOOL: A computer-assisted support system for water resources research management including conjunctive use. *Decision support systems: water resources planning* (pp. 333-355). Springer Berlin Heidelberg.

## III.2 Servicios de regulación

### Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos

#### Nivel I

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

#### Justificación de la elección

El modelo InVEST "Carbon" (<https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/carbon>) es el más indicado cuando se tiene escasez de datos sobre los stocks de carbono en los distintos ecosistemas. Este modelo es útil cuando se quiere estudiar el sector de coberturas del suelo, sus cambios y la silvicultura (LULUCF). Este modelo utiliza una media de las reservas de carbono en cuatro stocks, la biomasa viva aérea, la biomasa viva subterránea, la biomasa muerta y el carbono orgánico en el suelo. Sin embargo, no es indicado cuando se quieren saber los cambios de secuestro y almacenamiento de carbono que ocurren dentro de un ecosistema en el tiempo, ya que, al trabajar con datos medios, solo recoge la información de cambios de cobertura y/o de ecosistema.

El modelo puede ayudar en la toma de decisiones sobre la ubicación óptima de actividades de conservación, reforestación o restauración de ecosistemas que maximicen el almacenamiento y secuestro de carbono. Puede proporcionar información valiosa para identificar áreas prioritarias y estrategias de manejo que contribuyan a la mitigación del cambio climático.

#### Descripción

El modelo de Almacenamiento y Secuestro de Carbono de InVEST utiliza datos sobre la cobertura de la tierra, la biomasa vegetal y otros factores relevantes para estimar la cantidad de carbono almacenado en los diferentes tipos de vegetación. Tiene en cuenta los cambios en el uso de la tierra y la gestión forestal para evaluar el impacto en el almacenamiento y secuestro de carbono.

El modelo permite realizar análisis espaciales para identificar áreas con alto potencial de almacenamiento de carbono, así como evaluar el impacto de diferentes escenarios de gestión en los niveles de carbono.

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de la cartografía (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del servicio.

#### Ejemplos de casos de estudio

Nel, L., Boeni, A. F., Prohászka, V. J., Szilágyi, A., Tormáné Kovács, E., Pásztor, L., & Centeri, C. (2022). *InVEST Soil Carbon Stock Modelling of Agricultural Landscapes as an Ecosystem Service Indicator*. *Sustainability*, 14(16), 9808.

## Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos

### Nivel I

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

He, C., Zhang, D., Huang, Q., & Zhao, Y. (2016). *Assessing the potential impacts of urban expansion on regional carbon storage by linking the LUSD-urban and InVEST models. Environmental Modelling & Software, 75*, 44-58.

Piyathilake, I. D. U. H., Udayakumara, E. P. N., Ranaweera, L. V., & Gunatilake, S. K. (2022). *Modeling predictive assessment of carbon storage using InVEST model in Uva province, Sri Lanka. Modeling Earth Systems and Environment, 8(2)*, 2213-2223.

### Metodología

El modelo de carbono InVEST utiliza el ciclo de carbono y estima la cantidad total de carbono almacenado en el área de estudio mediante la combinación de valores de reserva de carbono asignados para cada tipo de ecosistema (Sharp et al., 2014). Como resultado, la retención de carbono se calcula como la suma del valor medio de los cuatro depósitos de carbono de cada tipo de ecosistema, como se muestra en la ecuación

$$C_{stock} = C(\text{sobre el suelo}) + C(\text{bajo tierra}) + C(\text{madera muerta}) + C(\text{carbono orgánico del suelo})$$

Donde  $C(\text{sobre el suelo})$  es el carbono de la biomasa aérea en el ecosistema tipo,  $C(\text{bajo tierra})$  es el carbono de la biomasa subterránea en el ecosistema tipo,  $C(\text{madera muerta})$  es el carbono de los materiales orgánicos muertos en el ecosistema tipo, y  $C(\text{carbono orgánico del suelo})$  es el carbono del suelo orgánico en el tipo de ecosistema. Todos estos stocks de carbono se miden en toneladas por hectárea. Por lo tanto, este modelo requería de los siguientes datos de entrada: los datos espaciales de los límites de cada ecosistema y los valores medios de las reservas de carbono de cada tipo de ecosistema (Sharp et al., 2014).

### Fuentes de datos

Para ejecutar el modelo se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

### Bibliografía

Sharp, R., Tallis, H. T., Ricketts, T., Guerry, A. D., Wood, S. A., Chaplin-Kramer, R., ... & Vogl, A. L. (2014). *InVEST user's guide*. The Natural Capital Project: Stanford, CA, USA.

Spawn, S.A., Sullivan, C.C., Lark, T.J. et al. *Harmonized global maps of above and belowground biomass carbon density in the year 2010. Sci Data 7, 112 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0444-4>*

## Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos

### Nivel II

### Contenido de carbono total

#### Justificación de la elección

Diferentes evaluaciones han utilizado este indicador como proxy para cartografiar el servicio de regulación climática (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio en España, Flanders Regional Ecosystem Assessment). Asimismo, se ha empleado como referencia en informes y publicaciones científicas relacionadas con el cartografiado del servicio a diferentes escalas (Egoh et al., 2012): europea (Maes et al., 2011; European Commission et al., 2014; European Environment Agency, 2014); nacional (Barredo et al., 2015; Eigenbrod, 2010); regional (Rocha et al., 2015); local (Chan et al. 2006); Reserva de la Biosfera (Onaindia et al., 2013).

Con carácter complementario al anterior, este servicio podría aproximarse mediante la valoración de la variación y tendencia en del stock de carbono a lo largo del tiempo, por ejemplo, en periodos de 10 años.

#### Descripción

Entre los factores que inciden en el cambio climático se cita la acumulación de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera. Uno de los principales GEI es el CO<sub>2</sub>, siendo por ello la capacidad de los ecosistemas para almacenar carbono uno de los indicadores más empleado para la valoración del servicio de regulación del clima a distintas escalas (Egoh et al. 2012).

Vegetación y suelo actúan como sumidero de carbono; la primera extrae CO<sub>2</sub> de la atmósfera a través de la fotosíntesis, fijando el carbono en sus tejidos temporalmente en forma de biomasa viva y muerta; el suelo lo almacena de una manera más permanente en forma de materia orgánica. Así, para estimar el carbono total almacenado en un ecosistema se ha de considerar el carbono acumulado en los tres ámbitos: biomasa viva, biomasa muerta y suelo (Hu and Wang, 2008; Woodbury et al., 2007).

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de la cartografía (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del servicio.

#### Ejemplos de casos de estudio

Hengl, T., Mendes de Jesus, J., Heuvelink, G. B., Ruiperez Gonzalez, M., Kilibarda, M., Blagotić, A., ... & Kempen, B. (2017). *SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning*. *PLoS One*, 12(2).

Jiang, S., Yao, W., & Heurich, M. (2019). *Dead wood detection based on semantic segmentation of VHR aerial CID imagery using optimized FCN-DENSENET*. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing & Spatial Information Sciences*.

Spawn, S.A., Sullivan, C.C., Lark, T.J. et al. *Harmonized global maps of above and belowground biomass carbon density in the year 2010*. *Sci Data* 7, 112 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0444-4>

#### Metodología

La fórmula procede de la Guía de Buenas Prácticas para las actividades de uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (IPCC, 2003) y de la Guía para la estimación de absorciones de dióxido de carbono (Ministerio para la Transición Ecológica, 2019).

$$CT = CB_v + CB_m + COS$$

CT= Contenido de carbono total (t C/ha)

$CB_v$  = Contenido de carbono en la biomasa viva (t C/ha)

$CB_m$  = Contenido de carbono en la biomasa muerta (t C/ha)

COS= Contenido de carbono orgánico del suelo (t C/ha)

Donde,

$$CB_v = \sum (VCC \times FC \times FEB \times D \times (1+R))$$

VCC = Volumen maderable con corteza según la especie (m<sup>3</sup>/ha)

$$VCC = \frac{EMC}{S}$$

EMC = Existencias maderables con corteza de la especie (m<sup>3</sup>)

S = Superficie ocupada por especie (ha)

FC = Fracción de carbono de la materia seca para cada especie (t C/t m.s.)

FEB = Factor de expansión de la biomasa para convertir el incremento neto anual (incluida la corteza) en incremento de biomasa arbórea sobre suelo

D = Densidad de la madera para cada especie (t m.s./m<sup>3</sup>)

R = Relación raíz-vástago

## Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos

### Nivel II

### Contenido de carbono total

Una vez calculados los datos de carbono en la biomasa viva para cada ecosistema, se asigna dicho valor a las teselas del mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat utilizado como cartografía base.

El contenido de carbono en biomasa muerta (t C/ha) puede obtenerse según la metodología descrita en el Informe de Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (MITECO, 2020), a partir de los datos proporcionados por el IFN3 e IFN4.

Una vez calculados los datos de carbono en la biomasa muerta para cada ecosistema, se asigna dicho valor a las teselas del mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat utilizado como cartografía base.

COS se obtiene de la cartografía o bibliografía disponible, asignando el valor correspondiente a las teselas del mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat utilizado como cartografía base.

### Fuentes de datos

Para ejecutar el modelo se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

### Bibliografía

Aguilera, F., Rodríguez, V.M., Gómez, M., 2018. Definición de infraestructuras verdes: una propuesta metodológica integrada mediante análisis espacial. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 64 (2): 313-33.

Barredo, J.I. et al., 2015. *Mapping and assessment of forest ecosystems and their services – Applications and guidance for decision making in the framework of MAES*. EUR 27751 EN, DOI:10.2788/720519.

Brunoria, E., Farinab, R., Biasia, R., 2016. *Sustainable viticulture: The carbon-sink function of the vineyard agro-ecosystem*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 223: 10-21.

Burkhard B, Maes J (Eds.), 2017. *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.

Centre de la Propietat Forestal (CPF), 2004. Annexe Indicadors dendromètrics En: Manual de redacció de plans tècnics de gestió i millota foresral (PTGMF) i plans simples de gestió forestal (PSGF). Instruccions de redacció i l'inventari forestal. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Centre de la Propietat Forestal. Barcelona, España. Pp.221-314.

Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C., Daily, G.C. 2006. *Conservation planning for ecosystem services*. *PLoS Biol.* 4: 2138-2152.

Chen, X., Zhang, X., Zhang, Y., Wan, C., 2009. *Carbon sequestration potential of the stands under the Grain for Green Program in Yunnan Province, China*. *Forest Ecology and Management* 258: 199-206.

## Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos

### Nivel II

### Contenido de carbono total

- Egoh, B., Drakou, E.G., Dunbar, M.B., Maes, J., Willemsen, L., 2012. *Indicators for mapping ecosystem services: a review*. • JRC scientific and policy reports. European Commission, Technical Report, November 2012. DOI: 10.13140/2.1.3420.2565.
- Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2010. *The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services*. *Journal of Applied Ecology*, 47: 377–385.
- European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2014. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*, 2014. 2nd Report – Final, February 2014. European Environment Agency, 2014. Spatial analysis of green infrastructure in Europe. Technical report No 2/2014. ISBN: 978-92-9213-421-1.
- Hu, H. and Wang, G.G., 2008. *Changes in forest biomass carbon storage in the South Carolina Piedmont between 1936 and 2005*. *Forest Ecology and Management* 255: 1400–1408. IPCC, 2003. Guía de Buenas Prácticas para las actividades de uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura. Disponible en: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf.html>
- Fonseca, F., de Figueiredo, T., Bompastor Ramos, M.A., 2012. *Carbon storage in the Mediterranean plant shrub communities of Montesinho Natural Park, northeast of Portugal*. *Agroforestry Systems*, 86(3): 463–475.
- García del Barrio, J.M., 2000. Compartimentos y flujos de biomasa y nutrientes en un pinar de *Pinus sylvestris* L. en el monte de Valsaín. Monografías INIA: Serie Forestal, 178 p. ISBN: 9788474984828.
- González, E.J., Veroz, O., Gil, J.A., Ordóñez, R.M., 2018. Iniciativa 4 por mil: el carbono orgánico del suelo como herramienta de mitigación y adaptación al cambio climático en España. Ed. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. 262 pp. NIPO: 013-18-014-7.
- Juhos, K., Tökei, L., 2012. *Carbon content of the biomass of vineyards and orchards in Hungary*. <http://portal.nebih.gov.hu/documents/10182/862096/Carbon+content+of+biomass+of+vineyards+and+orchards+in+Hungary.pdf/>
- Madrigal, A., Álvarez, J.G., Rodríguez R., Rojo A., 1999. Tablas de producción para los montes españoles. Eds. Fundación Conde del Valle de Salazar. España.

## Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos

### Nivel III

### Balance neto de carbono

#### Justificación de la elección

Esta metodología basada en datos de productividad de la vegetación es indicada cuando no se tienen suficiente información sobre los reservorios de carbono, como por ejemplo datos de biomasa. Es una de las metodologías recomendada por el IPCC, ya que, a partir de datos de teledetección, como puede ser la producción primaria bruta y neta, se puede calcular el almacenamiento y secuestro de carbono, tanto entre ecosistemas como en los propios ecosistemas a lo largo del tiempo. Generando monitorizaciones en series de tiempo.

#### Descripción

El balance neto de carbono para el secuestro de carbono en los ecosistemas se calcula considerando la cantidad de carbono que los ecosistemas son capaces de absorber y retener a través de la biomasa vegetal y el suelo, comparándolo con las emisiones de carbono que pueden ocurrir debido a actividades como la deforestación, la degradación del suelo o los incendios forestales (IPCC, 2019). Un balance neto positivo indica que el ecosistema está capturando más carbono del que emite, lo que ayuda a reducir las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera. Un balance neto negativo significa que el ecosistema está emitiendo carbono a la atmósfera lo que promueve un aumento de la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera.

En las directrices del IPCC sobre cálculo de almacenamiento y secuestro de carbono en los ecosistemas, se valora el utilizar la productividad de la vegetación, la respiración de la vegetación y el suelo, además de las perturbaciones que afectan a los ecosistemas, como deforestaciones, incendios, degradación del suelo etc.

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de la cartografía (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del servicio.

#### Ejemplos de casos de estudio

Aragão, L. E., Poulter, B., Barlow, J. B., Anderson, L. O., Malhi, Y., Saatchi, S., ... & Gloor, E. (2014). *Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests*. *Biological Reviews*, 89(4), 913-931.

Piao, S., Fang, J., Ciais, P., Peylin, P., Huang, Y., Sitch, S., & Wang, T. (2009). *The carbon balance of terrestrial ecosystems in China*. *Nature*, 458(7241), 1009-1013.

## Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos

### Nivel III

### Balance neto de carbono

#### Metodología

Con respecto a la medición del balance neto de carbono del ecosistema, las Directrices del IPCC especifican tres ecuaciones para generar reservas de carbono espacialmente explícitas basadas en información de fuentes de datos satelitales (IPCC, 2006). El balance neto de carbono del ecosistema (NECB) se midió siguiendo la Ecuación 1:

$$NECB = NEP - CL \text{ (Ec.1)}$$

Donde *NEP* representa la producción neta del ecosistema, desarrollada siguiendo la Ecuación 2, y *CL* representa la pérdida de carbono por perturbaciones, desmonte y cosechas.

$$NEP = NPP - SR \text{ (Ec.2)}$$

*NPP* es la medida de producción primaria neta siguiendo la Ecuación 3, y *SR* es la respiración del suelo.

$$NPP = GPP - PR \text{ (Ec.3)}$$

*GPP* es la producción primaria bruta y *PR* es la respiración de la planta.

#### Fuentes de datos

Para ejecutar el modelo se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

#### Bibliografía

IPCC. (2006). *IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*. Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Kanagawa, Japan.

IPCC. (2019). *Special Report on Climate Change and Land*.

Running, S. W., Mu, Q., Zhao, M., & Moreno, A. (2019). *MODIS global terrestrial evapotranspiration (ET) product (MOD16A2/A3 and year-end gap-filled MOD16A2GF/A3GF) NASA Earth Observing System MODIS Land Algorithm (for collection 6)*. National Aeronautics and Space Administration, Washington, DC, USA [data set], <https://modis-land.gsfc.nasa.gov/pdf/MOD16C61UsersGuideV10Feb2021.pdf>

Warner, DL, BP Bond-Lamberty, J. Jian, E. Stell y R. Vargas. 2019. Incertidumbre y respiración anual del suelo de 1 km en cuadrícula global derivada de SRDB V3. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, Estados Unidos. <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1736>

## Filtración/secuestro/almacenamiento/acumulación por microorganismos, algas, plantas y animales

### Nivel I

### Biomasa foliar

#### Justificación de la elección

Este servicio del ecosistema se evalúa de forma directa para escalas de trabajo regionales o nacionales necesitaría de una gran cantidad de recursos tanto de personal como de información, debido a que se necesitarían datos sobre la concentración de contaminantes, o la capacidad de filtración de las diversas cubiertas vegetales. Es por ello, que para cumplir los objetivos de esta guía se incluye una metodología que se basa en el cálculo de indicador sustituto, el cual está relacionado con la regulación de la composición química de la atmósfera.

#### Descripción

Se propone el indicador de biomasa foliar de los bosques y formaciones arboladas como proxy de la capacidad de retención de contaminantes por parte de la vegetación. Se corresponde con la biomasa de hojas (peso seco) de los árboles vivos por unidad de superficie (t/ha). Este indicador presenta una buena relación lineal con el índice de área foliar, por lo que se puede utilizar como sustituto de la capacidad potencial de la vegetación arbolada de retener contaminantes.

#### Escala de trabajo

Debido a que la entrada de datos para el cálculo del indicador tiene una resolución alta, la escala de trabajo comprende desde escalas locales hasta escalas regionales y nacionales.

#### Ejemplos de casos de estudio

Basnou C, Maestre, S., Baró, F., Langemeyer, J., Pino, J. (2019). Definició, caracterització i difusió de la infraestructura verda de la demarcació de Barcelona en el marc del Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures (SITxell). Resumen Ejecutivo. Documento inédito, Diputación de Barcelona.

#### Metodología

En los últimos tiempos se ha avanzado mucho en la construcción de modelos cartográficos de la biomasa foliar combinando cartografía LIDAR y datos de campo procedentes de los inventarios forestales. El LIDAR (*Laser Imaging Detection and Ranging*) es una tecnología óptica de teledetección que mide la distancia desde un punto emisor a cualquier objeto o superficie mediando el uso de un láser pulsado.

Se pueden construir modelos cartográficos de la biomasa foliar combinando mapas de cubiertas del suelo de alta resolución, datos LIDAR del PNOA y datos de campo del IFN3, desarrollados durante el período 2005-2010.

## Filtración/secuestro/almacenamiento/acumulación por microorganismos, algas, plantas y animales

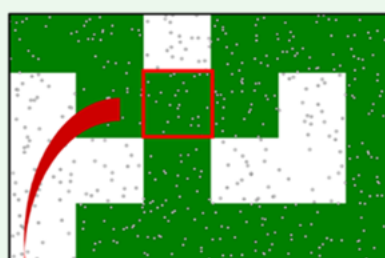
### Nivel I

### Biomasa foliar

El procedimiento incluye los siguientes pasos:

1. En primer lugar, se edita la capa de pulsos LIDAR mediante trabajo de SIG. Para ello se seleccionan todos los pulsos LIDAR con alturas superiores a 3m y coincidentes con las áreas de bosque según el mapa de cubiertas del suelo pertinente. Ello es relativamente sencillo de realizar para un técnico de SIG utilizando herramientas de combinación de capas y de selección de objetos propias de los programas SIG más usuales (QGIS, ARcGIS, etc.).
2. En segundo lugar, se calculan varios estadísticos (media, varianza, desviación típica, etc.) sobre las alturas de los pulsos LIDAR seleccionados. Los valores se disponen en capas ráster, agrupando en su cálculo los pulsos para un tamaño de píxel de bosque congruente con las medidas de una parcela forestal (20 m). Esto se debe realizar por parte de técnicos de SIG utilizando herramientas de combinación de capas (con transferencia de campos estadísticos, como las herramientas) o en su defecto, herramientas de R.
3. En tercer lugar, se combinan los datos de biomasa foliar procedentes de parcelas forestales con los valores de estos estadísticos, utilizando de nuevo herramientas de combinación de capas SIG. A cada parcela forestal se le asigna el valor medio de los datos de los píxeles que se superponen con un buffer de 10 m de radio alrededor de la misma.

Selección de puntos coincidentes con el bosque sobre el mapa de cubiertas del suelo



Datos remotos (lidar)



Verdad terreno (IFN)

Modelización cartográfica

$$Y = A + BX + e$$

## Filtración/secuestro/almacenamiento/acumulación por microorganismos, algas, plantas y animales

### Nivel I

### Biomasa foliar

En general, ya existen datos de biomasa foliar calculados para muchas regiones a partir de los datos dasométricos de las parcelas forestales. En el caso que no existan, deberán calcularse a partir de las medidas de DBH tomadas en campo y las ecuaciones forestales del IFN3 específicas para cada especie.

Finalmente, mediante modelos lineales generales (GLM), se calcula la relación entre estos estadísticos y las medidas de biomasa foliar de las parcelas forestales. Las ecuaciones de los modelos resultantes se utilizan para proyectar los valores de la biomasa foliar sobre el conjunto del territorio ocupado por masas arboladas según el mapa de cubiertas, aplicando métodos SIG básicos de álgebra de mapas y de combinación de capas y combinando con ellos las capas ráster de 20m correspondientes a los distintos estadísticos calculados sobre los pulsos LIDAR. Esta tarea puede hacerse con el paquete estadístico R.

El resultado es un modelo de alta resolución, tanto espacial como temática, de la biomasa foliar del territorio, con valores cuantitativos de la misma que muestran una elevada correlación ( $r^2 > 0.80$ ) con los datos de las parcelas forestales.

### Fuentes de datos

Para ejecutar el modelo se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

### Bibliografía

Basnou C, Maestre, S., Baró, F., Langemeyer, J., Pino, J. (2019). Definició, caracterització i difusió de la infraestructura verda de la demarcació de Barcelona en el marc del Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures (SITxell). Resumen Ejecutivo. Documento inédito, Diputación de Barcelona.

Escobedo, F.J., Nowak, D.J. (2009) Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and Urban Planning*, 90: 102-110

Roces-Díaz J.V., Vayreda J., Banqué-Casanovas M., Cusó M., Anton M., Bonet J.A., Brotons L., De Cáceres M., Herrando S., Martínez de Aragón J., de-Miguel S., Martínez-Vilalta J. (2018) Assessing the distribution of forest ecosystem services in a highly populated Mediterranean region. *Ecological Indicators*. 93: 986-997.

## Polinización

### Nivel I

Índice de abundancia probable de polinizadores anidando

#### Justificación de la elección

El servicio de polinización es uno de los servicios de regulación más cartografiados a distintas escalas, existiendo diferentes tipos de indicadores para su valoración. En ocasiones se asocia de manera exclusiva a cultivos agrícolas, atendiendo a su elevado valor económico y relación directa con la productividad (Zulian et al., 2013a). El indicador propuesto ha sido seleccionado por diferentes autores y en diversas fuentes bibliográficas (Maes et al., 2011; European Commission et al., 2014; Rocha et al., 2015), así como para el desarrollo de diversos modelos: InVEST (Maes et al., 2012; Onaindia et al., 2018; Rodríguez-Loinaz et al., 2018; Castillo-Eguskitza et al., 2019), ESTIMAP (Zulian et al., 2013b; Maes et al., 2015; Burkhand et al., 2017) o ARIES (Martínez-López et al., 2019).

#### Descripción

La abundancia probable de polinizadores anidando en una zona depende, tanto de la disponibilidad de tipos de hábitat como de recursos florales para los insectos (Rocha et al., 2015). Las oquedades de los árboles, las praderas ricas en flores y las áreas ribereñas ofrecen sitios adecuados para albergar poblaciones de insectos polinizadores, ya que les ofrecen hábitat adecuados para su anidación y alimentación (Svensson et al., 2000; Kells & Goulson, 2003; Westphal et al., 2003; Garibaldi et al., 2011).

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de la cartografía (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del servicio.

#### Metodología

La metodología de cálculo se basa en artículos científicos previos (Zulian et al., 2013b; Onaindia et al., 2018; Rodríguez-Loinaz et al., 2018; Castillo-Eguskitza et al., 2019; Martínez-López et al., 2019).

Aproximación mediante la fórmula:

$$IAPP = HA \times (RF \times D)$$

Donde:

*IAPP* = Índice de abundancia probable de polinizadores anidando.

*HA* = Disponibilidad de hábitat para anidar que tengan los insectos polinizadores.

*RF* = Disponibilidad de recursos florales (flores portadoras de néctar) para su alimentación.

*D* = Radio de desplazamiento.

## Polinización

### Nivel I

Índice de abundancia probable de polinizadores anidando

#### Fuentes de datos

Para calcular el índice se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

#### Bibliografía

- Aguilera, F., Rodríguez, V.M., Gómez, M., 2018. Definición de infraestructuras verdes: una propuesta metodológica integrada mediante análisis espacial. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 64 (2): 313-33.
- Burkhard B, Maes J (Eds.), 2017. *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
- Castillo-Eguskitza, N., Schmitz, M. F., Onaindia, M., Rescia, A.J., 2019. *Linking Biophysical and Economic Assessments of Ecosystem Services for a Social-Ecological Approach to Conservation Planning: Application in a Biosphere Reserve (Biscay, Spain)*. *Sustainability* 11(11): 3092.
- European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2014. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*, 2014. 2nd Report – Final, February 2014.
- Garibaldi, L.A., Aizen, M.A., Klein, A.M., Cunningham, S.A. & Harder, L.D., 2011. *Global growth and stability in agricultural yield decrease with dependence on pollinator services*. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 108: 5909-5914.
- Kells, A.R., Goulson, D., 2003. *Preferred nesting sites of bumblebee queens (hymenoptera: Apidae) in agroecosystems in the UK*. *Biological Conservation* 109: 165-174.
- Lonsdorf, E., Kremen, C., Ricketts, T., Winfree, R., Williams, N., Greenleaf, S., 2009. *Modelling pollination services across agricultural landscapes*. *Ann. Bot.*, 103 (9): 1589-1600.
- Maes, J., Paracchini, M.J., Zulian, G., 2011. *An European assessment of the provision of ecosystem services. Towards an atlas of ecosystem services*. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. EUR 24750 EN – 2011.
- Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., Dunbar, M.B., Alkemade, R., 2012. *Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe*. *Biological Conservation* 155: 1-12.

## Polinización

### Nivel I

### Índice de abundancia probable de polinizadores anidando

- Maes, J., Fabrega, N., Zulian, G., Barbosa, A., Vizcaino, P., Ivits, E., Polce, C., Vandecasteele, I., Rivero, I.M., Guerra, C., Perpiña-Castillo, C., Vallecillo, S., Baranzelli, C., Barranco, R., Batista e Silva, F., 57 Jacobs-Crisoni, C., Trombetti, M., Lavalle, C., 2015. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Trends in ecosystems and ecosystem services in the European Union between 2000 and 2010. Technical report*. European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.
- Martínez-López, J., Bagstad, K.J., Balbi, S., Magrach, A., Voigt, B., Athanasiadis, I., Pascual, M., Willcock, S., Villa, F., 2019. *Towards globally customizable ecosystem service models*. *Science of the Total Environment* 650 (2): 2325-2336.
- Onaindia, M., Peña, L., Fernández de Manuel, B., Rodríguez-Loinaz, G., Madariaga, I., Palacios-Agundez, I., Ametzaga-Arregi, I., 2018. *Land use efficiency through analysis of agrological capacity and ecosystem services in an industrialized region (Biscay, Spain)*. *Land Use Policy* 78: 650-661.
- Ricketts, T., Regetz, J., Steffan-Dewent, I., Viana, B.F., 2008. *Landscape effects on crop pollination services: Are there general patterns?* *Ecology Letters* 11(5): 499-515.
- Rocha, S.M., Zulian, G., Maes, L., Thijssen, M., 2015. *Mapping and assessment of urban ecosystems and their services*; EUR 27706 EN; DOI:10.2788/638737.
- Rodríguez-Loinaz, G., Peña, L., Palacios-Agundez, I., Ametzaga-Arregi, I., Onaindia, M., 2018. Svensson, B., Lagerlöf, J., G. Svensson, B., 2000. *Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (hymenoptera: Apidae) in an agricultural landscape*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77: 247-255.
- Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., Tscharrntke, T., 2003. *Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale*. *Ecology Letters* 6: 961-965.
- Zulian, G., Maes, J., Paracchini, M., 2013a. *Linking Land Cover Data and Crop Yields for Mapping and Assessment of Pollination Services in Europe*. *Land* 2: 472.
- Zulian, G., Paracchini, M.L., Maes, J., Liqueste, C., 2013b. *ESTIMAP: Ecosystem services mapping at European scale*. EUR 26474 EN. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2013.

## Polinización

### Nivel II

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

#### Justificación de la elección

El modelo InVEST "Crop Pollination" (<https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/crop-pollination>) es una herramienta útil para la cuantificación del servicio ecosistémico de polinización debido a su capacidad para evaluar de manera integral y detallada los aspectos clave de este servicio. Utilizando datos espaciales y algoritmos sofisticados, InVEST puede analizar la distribución de polinizadores, la calidad de los hábitats y la conectividad entre ellos, así como la relación con los cultivos dependientes de la polinización. Esto permite estimar de manera precisa la contribución de los polinizadores a la producción de cultivos y comprender el valor económico y ecológico del servicio de polinización.

#### Descripción

El modelo se centra en las abejas silvestres como polinizadores claves. Utiliza estimaciones de la disponibilidad de lugares de anidación y recursos florales en áreas de vuelo para calcular la abundancia de abejas que anidan y visitan cada celda en un paisaje. Además, puede calcular la contribución de estas abejas a la producción agrícola según su abundancia y la dependencia de los cultivos de la polinización. Los resultados ayudan a comprender cómo los cambios en el uso de la tierra y las prácticas agrícolas afectan la polinización y el rendimiento de los cultivos. Se requieren datos como mapas de uso y cobertura del suelo, atributos de la cobertura del suelo, información sobre polinizadores presentes y sus áreas de vuelo. Sin embargo, el modelo no considera la persistencia temporal de los polinizadores ni los efectos del tamaño de las parcelas (Natural Capital Project, 2022).

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de la cartografía (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del servicio.

#### Ejemplos de casos de estudio

Wentling, C., Campos, F. S., David, J., & Cabral, P. (2021). *Pollination Potential in Portugal: Leveraging an Ecosystem Service for Sustainable Agricultural Productivity*. *Land*, 10(4), 431.

Zulian, G., Maes, J., & Paracchini, M. L. (2013). *Linking land cover data and crop yields for mapping and assessment of pollination services in Europe*. *Land*, 2(3), 472-492.

#### Metodología

La siguiente información ha sido adaptada de *Natural Capital Project* (2022).

1. El modelo se centra en las abejas silvestres como polinizadores claves, aunque también se pueden considerar otros polinizadores según la disponibilidad de datos.

## Polinización

### Nivel II

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

2. InVEST utiliza datos sobre la disponibilidad de lugares de anidación y recursos florales en las áreas de vuelo de las abejas para calcular un índice de abundancia de abejas que anidan en cada celda de un paisaje. Esto proporciona una estimación de la oferta de polinizadores en el área evaluada.
3. El modelo utiliza información sobre los recursos florales, la actividad de forrajeo de las abejas y la zona de vuelo para estimar un índice de la abundancia de abejas que visitan cada celda del paisaje. Esto refleja la demanda de polinizadores por parte de los cultivos.
4. El modelo puede calcular un índice simple de la contribución de las abejas silvestres a la producción agrícola. Este cálculo se basa en la abundancia de abejas y la dependencia de los cultivos de la polinización.
5. Los resultados del modelo pueden utilizarse para comprender cómo los cambios en el uso de la tierra y las prácticas de gestión agrícola afectan la polinización y el rendimiento de los cultivos. InVEST permite realizar análisis de escenarios y evaluar diferentes opciones de manejo para la conservación de polinizadores y la mejora del servicio de polinización.

### Configuración del modelo

#### 1. Configuración del modelo

- a. Descargar e instalar la última versión de InVEST desde el sitio web oficial: <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>
- b. Reunir los datos necesarios, que incluyen mapas de uso y cobertura del suelo (LULC), atributos de la cobertura del suelo, información sobre polinizadores presentes y sus áreas de vuelo, así como datos de cultivos y sus dependencias de polinización. Se debe asegurar de que los datos estén en el formato requerido por InVEST.
- c. Abrir InVEST y seleccionar el modelo "Pollination" (Polinización) de la lista de modelos disponibles. Aparecerá una interfaz que permitirá configurar los parámetros del modelo.
- d. Delimitar la región de estudio con base a los datos de entrada. Esto puede hacerse seleccionando una extensión espacial o proporcionando un archivo de límites de estudio.
- e. Ajustar los parámetros del modelo según las necesidades y los datos disponibles. Esto incluye opciones como el tipo de polinizador, el radio de búsqueda para la conectividad de hábitats y la especificación de datos de entrada relevantes.

## Polinización

### Nivel II

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

#### 2. Ejecución del modelo

- f. Una vez que hayas configurado todos los parámetros, ejecuta el modelo. InVEST procesará los datos y generará los resultados correspondientes.

#### 3. Análisis e interpretación de resultados

- g. Analizar los resultados obtenidos, que pueden incluir mapas de oferta y demanda de polinización, así como métricas relacionadas con la contribución de los polinizadores a la producción agrícola, con el objetivo de evaluar este servicio en la propuesta de infraestructura verde.

### Fuentes de datos

El modelo se basa en el uso de índices y requiere los siguientes datos biofísicos para su funcionamiento:

- Un mapa de uso y cobertura del suelo (LULC, por sus siglas en inglés): Este mapa categoriza y representa los diferentes tipos de cobertura del suelo en el área de estudio.
- Una tabla biofísica emparejada con el mapa LULC: Esta tabla asigna los tipos de cobertura del suelo a la idoneidad de la nidificación y los recursos florales a lo largo de las estaciones. Proporciona información detallada sobre los valores de idoneidad asociados a cada categoría de cobertura del suelo.
- Una tabla de gremios de polinizadores: Esta tabla contiene información sobre las diferentes especies o grupos de polinizadores silvestres presentes en el área de estudio. Incluye datos sobre las estaciones activas de vuelo, las preferencias de anidación, las distancias medias de vuelo y las abundancias relativas de cada especie o grupo.
- Un archivo *shapefile* de las explotaciones agrícolas: Este archivo indica la ubicación geoespacial de las fincas agrícolas, así como información relevante como el tipo de cultivo, la dependencia de los polinizadores, la abundancia de los polinizadores gestionados, los lugares de anidación en la finca y los recursos florales disponibles.

Dado que las abejas tienen habilidades de vuelo y se desplazan entre diferentes hábitats de anidación y forrajeo, el modelo tiene en cuenta la distancia típica de vuelo para cada especie de polinizador. Esta información es importante para evaluar su persistencia y el nivel de servicio que brindan a las explotaciones. La distancia de vuelo se puede obtener a través de estimaciones cuantitativas de campo, considerando el tamaño corporal del polinizador o mediante opiniones expertas.

Para identificar fuentes potenciales de estos datos a nivel nacional, se puede consultar el Anexo IV que proporciona información adicional.

## Polinización

### Nivel II

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

### Bibliografía

Natural Capital Project. (2022). InVEST 3.13.0. *User's Guide*. <https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/es/index.html>

## Polinización

### Nivel III

ESTIMAP (*Ecosystem Services Mapping Tool*)

#### Justificación de la elección

El modelo ESTIMAP es una herramienta útil para la cuantificación del servicio ecosistémico de polinización debido a su capacidad para estimar de manera precisa la oferta y demanda de polinización en un paisaje. Utilizando datos espaciales y modelos estadísticos avanzados, ESTIMAP puede evaluar la distribución de polinizadores, los recursos florales y la interacción entre ellos, brindando información cuantitativa sobre la contribución de los polinizadores a la producción de cultivos. Además, permite identificar áreas críticas para la conservación de polinizadores y la planificación sostenible de la agricultura (Zulian et al., 2014).

#### Descripción

El modelo recopila datos sobre la distribución y abundancia de polinizadores silvestres y la información de los cultivos dependientes de la polinización. Mediante un modelo de metapoblación, evalúa la dinámica y conectividad de las poblaciones de polinizadores, y analiza la interacción entre polinizadores y cultivos. Al combinar esta información, el modelo estima la oferta y demanda de polinización en el paisaje, permitiendo cuantificar la contribución de los polinizadores silvestres a la producción de cultivos y la identificación de áreas críticas para su conservación.

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de la cartografía (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del servicio.

#### Ejemplos de casos de estudio

Stange, E., Zulian, G., Rusch, G., Barton, D. N., & Nowell, M. S. (2017). *Ecosystem services mapping for municipal policy: ESTIMAP and zoning for urban beekeeping*.  
Vallecillo, R. S., La, N. A., Polce, C., Zulian, G., Alexandrid, N., Ferrini, S., & Maes, J. (2018). *Ecosystem services accounting: Part I-Outdoor recreation and crop pollination*.

#### Metodología

El modelo se basa en InVEST, diseñado para cartografiar los servicios ecosistémicos a escala local, pero adaptado para un enfoque a escala continental. Utiliza varios datos de entrada para modelizar indicadores compuestos de disponibilidad floral e idoneidad para la nidificación, estima la contribución de los cultivos a estos factores y calcula la actividad de las abejas polinizadoras. El modelo también tiene en cuenta las barreras que impiden la presencia de polinizadores en determinadas zonas.

## Polinización

### Nivel III

### ESTIMAP (*Ecosystem Services Mapping Tool*)

Combina información sobre la ocupación del suelo para estimar la disponibilidad de recursos florales y las áreas de alimentación, lo que da como resultado un mapa de abundancia relativa de polinizadores, que se ajusta además para tener en cuenta la actividad dependiente de la temperatura. La información sobre el área de vuelo se utiliza de nuevo para estimar el potencial relativo de polinización, y se obtiene un mapa final de potencial relativo de polinización excluyendo las zonas en las que los insectos no pueden encontrar lugares para anidar, como aguas abiertas y grandes altitudes.

Es posible producir mapas del potencial relativo de polinización para cada especie de polinizador, siempre y cuando se disponga de información sobre la distancia de vuelo y la actividad.

La idoneidad para anidar y la disponibilidad de recursos florales provienen de un conjunto de modelos compuestos que estiman la capacidad de diferentes paisajes para proporcionar alimentos y refugios a los insectos. Ambos mapas se construyen utilizando conjuntos de datos y modelos espaciales similares, pero se dan diferentes ponderaciones a cada atributo espacial en función de su capacidad para albergar nidos o su disponibilidad de recursos florales.

El modelo puede calcularse utilizando cualquier tipo de software SIG, con licencia (ArcGIS) o de código abierto (GRASS, QGIS, R, etc.).

### Fuentes de datos

El modelo requiere estas variables y parámetros clave para su funcionamiento:

1. Un mapa compuesto de idoneidad para anidar.
2. Un mapa compuesto de disponibilidad de recursos florales.
3. Parámetros específicos de cada especie que describen su alcance de vuelo.
4. Parámetros específicos de cada especie que relacionan la temperatura y la irradiación solar con su actividad.
5. Parámetros para la cobertura del suelo donde los insectos no pueden encontrar sitios de anidación.

Para identificar fuentes potenciales de estos datos a nivel nacional, se puede consultar el Anexo IV que proporciona información adicional.

### Bibliografía

Zulian, G., Polce, C., & Maes, J. (2014). ESTIMAP: A GIS-based model to map ecosystem services in the European Union. *Annali Di Botanica*, 4, 1-7.

<https://doi.org/10.4462/annbotrm-11807>

## Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua (incluyendo control de inundaciones y protección costera)

### Nivel I

### Control de inundaciones

#### Justificación de la elección

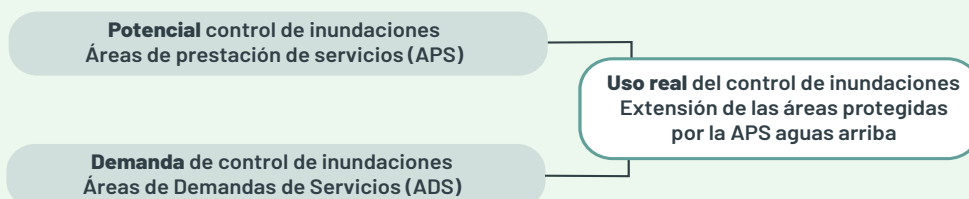
El cálculo del control de inundaciones como método para determinar el servicio ecosistémico de regulación hídrica presenta una relación causal clara, ya que las inundaciones son una consecuencia directa de la capacidad de los ecosistemas para regular los flujos de agua. Los ecosistemas saludables, como los humedales o los bosques ribereños, tienen la capacidad de retener y almacenar agua, lo que reduce el riesgo de inundaciones al disminuir la velocidad y el volumen de los flujos hídricos.

Además, las inundaciones son eventos fácilmente visibles y comprendidos por la sociedad en general. Son percibidas como riesgos y tienen un impacto negativo en las comunidades. Por lo tanto, utilizar el indicador de inundaciones puede ser una manera efectiva de transmitir la importancia y los beneficios de los ecosistemas en la regulación hídrica.

En términos de disponibilidad de datos, generalmente se cuenta con registros históricos de inundaciones, lo que facilita el análisis de tendencias y la comparación entre diferentes áreas geográficas. Estos datos pueden utilizarse para evaluar la efectividad de los ecosistemas en la regulación hídrica a lo largo del tiempo y en diversas ubicaciones.

La elección del indicador de inundaciones es práctica, ya que medir directamente la capacidad de los ecosistemas para regular los flujos de agua puede ser costoso y complejo en términos de recopilación de datos y monitoreo continuo. Por tanto, el uso del indicador de inundaciones ofrece una manera más práctica de evaluar indirectamente el desempeño de los ecosistemas en la provisión de este servicio vital.

Esquema de los componentes evaluados para el control de inundaciones. Adaptado de (Vallecillo et al., 2020)



## Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua (incluyendo control de inundaciones y protección costera)

### Nivel I

### Control de inundaciones

#### Descripción

De acuerdo con Maes et al. (2020a; 2020b) el control de inundaciones consiste en la regulación del flujo de agua (escorrentía) por los ecosistemas que mitiga o previene daños potenciales a los bienes terrestres (es decir, infraestructuras y agricultura) y a las vidas humanas. En la evaluación de los ecosistemas y sus servicios en la Unión Europea, este servicio abarca únicamente las inundaciones fluviales de superficies artificiales (es decir, los ecosistemas urbanos en la tipología MAES) (Maes et al., 2020b).

Para la cartografía y evaluación del flujo real de control de inundaciones se ha adoptado el marco de SE que integra la dimensión espacial entre el potencial de SE y la demanda de SE. La relación espacial entre estos dos componentes se analiza con la cartografía espacialmente explícita de las denominadas Áreas de Prestación de Servicios (APS) y Áreas de Demanda de Servicios (ADS). Las ADS son aquellas que necesitan de un determinado SE, pero esto no implica necesariamente que se beneficien de él. Solo cuando en las ADS hay un flujo efectivo de SE, pueden considerarse como Áreas Beneficiarias de Servicios (ABS) (Vallecillo et al., 2020).

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de la cartografía (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del servicio.

#### Ejemplos de casos de estudio

Vallecillo, S., Kakoulaki, G., La Notte, A., Feyen, L., Dottori, F., & Maes, J. (2020). *Accounting for changes in flood control delivered by ecosystems at the EU level. Ecosystem services*, 44, 101142.

#### Metodología

El potencial para reducir la escorrentía se cuantifica mediante un indicador adimensional de retención potencial de escorrentía (cero significa que no hay retención de escorrentía, mientras que un valor de 100 indica la máxima retención de escorrentía). La evaluación del potencial del servicio ecosistémico se basa en cinco pasos:

1. Puntuación del Número de Curva (CN) para las clases de cubierta terrestre
2. Ajuste del CN por impermeabilidad
3. Ajuste de la puntuación CN por pendiente
4. Integración de la cubierta terrestre natural y seminatural en las zonas ribereñas
5. Cartografía de las APS

## Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua (incluyendo control de inundaciones y protección costera)

### Nivel I

### Control de inundaciones

La demanda de control de inundaciones muestra de forma espacialmente explícita dónde se necesita el control de inundaciones por áreas artificiales.

Las ADS para el control de inundaciones se definen como los activos económicos situados en llanuras aluviales. Para la cartografía de los activos económicos, se toman las superficies artificiales (Etiqueta 1 en CORINE Land Cover (CLC) con código de cuadrícula [111-142] y carreteras TeleAtlas) y las zonas agrícolas (Etiqueta 1 CLC con código de cuadrícula [211-244]) (Apéndice D en (Vallecillo et al., 2020)). Como llanuras aluviales se han considerado las definidas por los mapas de riesgo por inundaciones a nivel de la Unión Europea para el periodo de retorno máximo disponible, que es de 500 años. Este mapa está disponible en el catálogo de datos del JRC ((Dottori et al., 2021).

El control de inundaciones sólo se utiliza cuando las áreas de alta retención de escorrentía están localizadas aguas arriba de las áreas de demanda y contribuyen, por lo tanto, a reducir la escorrentía aguas abajo. Las áreas de alta retención de escorrentía se consideran APS. De este modo, el uso del control de inundaciones por parte de los ecosistemas se cuantifica como la extensión de áreas artificiales en llanuras de inundación protegidas por ecosistemas aguas arriba (en km<sup>2</sup> o ha). El uso del control de inundaciones alcanza el valor mínimo cuando las áreas aguas arriba de la demanda presentan un 0% de APS, y se maximiza cuando el 100% de la zona aguas arriba presenta APS (Vallecillo et al., 2019) and (Vallecillo et al., 2020).

La proporción del área aguas arriba cubierta por APS (Proporción APS<sub>up</sub>) se multiplica por el tamaño de la celda para calcular el uso real por celda de ADS usando la siguiente fórmula:

$$\text{Uso real (ha)} = \sum [\text{Proporción APS}_{up} \times \text{SDA}_{\text{Tamaño de celda}} (\text{ha})]$$

La cartografía del uso real de ES como el área de demanda protegida hace que sea factible cartografiar la demanda insatisfecha en los mismos términos. La *demanda insatisfecha* cuantifica la parte de la demanda (bienes económicos) que no está cubierta por el control natural. La demanda insatisfecha se cuantifica según la siguiente fórmula:

$$\text{Demanda insatisfecha (ha)} = \text{Demanda (ha)} - \text{Uso real (ha)}$$

### Fuentes de datos

Para calcular el índice se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

### Bibliografía

Vallecillo, S., Kakoulaki, G., La Notte, A., Feyen, L., Dottori, F., & Maes, J. (2020). *Accounting for changes in flood control delivered by ecosystems at the EU level. Ecosystem services*, 44, 101142.

## Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua (incluyendo control de inundaciones y protección costera)

Nivel II

Índice de Retención Hídrica (IRH)

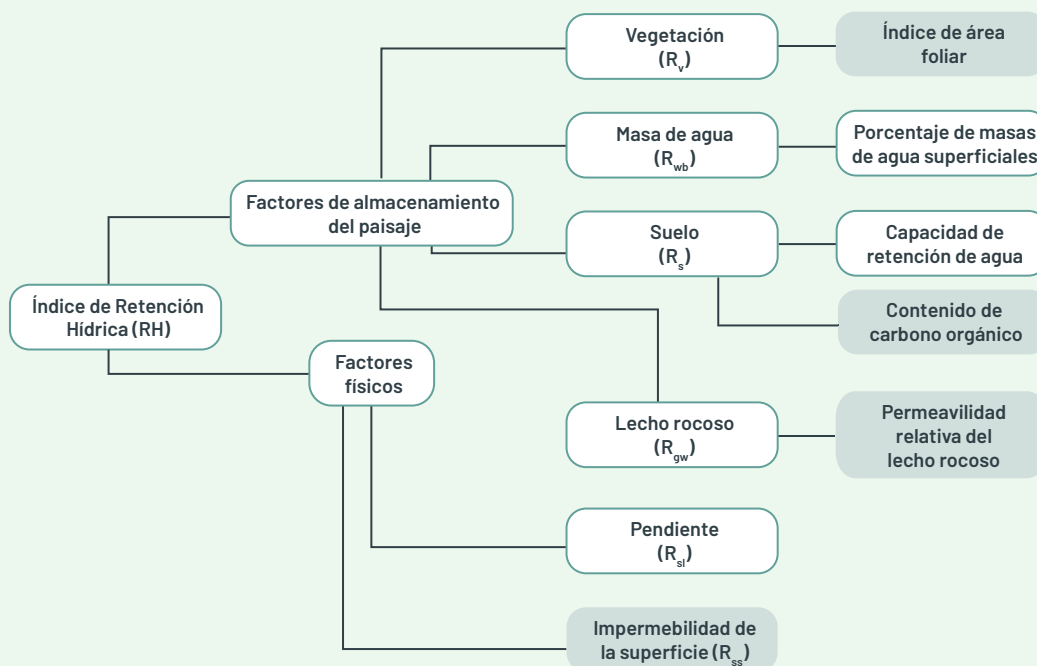
### Justificación de la elección

El uso del Índice de Retención Hídrica (IRH) para calcular el servicio ecosistémico de retención hídrica proporciona una medición directa y precisa de la capacidad de los ecosistemas para retener agua. Permite evaluar cambios a lo largo del tiempo y es compatible con otros indicadores relacionados con el ciclo hidrológico. Al utilizar el IRH, se obtiene una comprensión más profunda y detallada de cómo los ecosistemas contribuyen a la retención y regulación de los flujos hídricos, lo que es fundamental para la gestión sostenible de los recursos hídricos y la toma de decisiones informadas.

### Descripción

La retención de agua en la vegetación, las masas de agua superficiales, el suelo y el lecho rocoso (depósitos subterráneos) se consideran factores de almacenamiento del paisaje. Además, la influencia de la pendiente y la impermeabilidad de la superficie se consideran factores físicos que alteran la capacidad real de retención de agua del paisaje. La contribución de cada proceso al indicador final se aproxima utilizando uno o más parámetros o características del paisaje.

Los distintos factores se combinan para obtener el indicador compuesto final, que representa la retención relativa de agua en el paisaje o, más bien, la capacidad del ecosistema para prestar un servicio de regulación del agua. La Figura 1 muestra los parámetros para tener en cuenta para evaluar cartografiar la retención de agua como proxy de la capacidad de regulación de agua de los ecosistemas.



Resumen esquemático de la estructura del indicador para cartografiar la retención de agua. Los parámetros coloreados son dinámicos y, por tanto, cambian con el tiempo. Adaptado de (Maes et al., 2017)

## Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua (incluyendo control de inundaciones y protección costera)

### Nivel II

### Índice de Retención Hídrica (IRH)

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de la cartografía (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del servicio.

#### Ejemplos de casos de estudio

Vandecasteele, I., Marí i Rivero, I., Baranzelli, C., Becker, W., Dreoni, I., Lavalle, C., & Batelaan, O. (2018). *The Water Retention Index: Using land use planning to manage water resources in Europe. Sustainable Development*, 26(2), 122-131.

#### Metodología

Se considera que la influencia de cada parámetro en la capacidad de retención de agua es igual, excepto en el caso del factor de pendiente, del que se supone que tiene un impacto relativamente menor. Por este motivo, se asignó al impacto deseado la mitad que a los demás parámetros. La estructura del IRH es:

$$IRH = (w_v \cdot R_v + w_{wb} \cdot R_{wb} + w_s \cdot R_s + w_{gw} \cdot R_{gw} + w_{sl} \cdot R_{sl}) \times (1 - \frac{1}{100})$$

La puntuación final refleja la capacidad relativa de retención de agua en una escala de 0-10 para cada píxel.

Los pesos se asignan de la siguiente manera de acuerdo con (Vandecasteele et al., 2018):

$$w_v = 0.17$$

$$w_{wb} = 0.28$$

$$w_s = 0.14$$

$$w_{gw} = 0.29$$

$$w_{sl} = 0.1$$

El procesamiento se realiza a una resolución de 100 m y luego se agrega a una resolución de 1 km, según la resolución más baja de los datos de entrada (Maes et al., 2015).

#### Fuentes de datos

Para calcular el índice se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

## Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua (incluyendo control de inundaciones y protección costera)

Nivel II

Índice de Retención Hídrica (IRH)

### Bibliografía

Maes, J., Polce, C., Zulian, G., Vandecasteele, I., Perpiña, C., Rivero, I. M., Guerra, C., Vallecillo, S., Vizcaino, P., & Hiederer, R. (2017). 5.5.1. *Mapping regulating ecosystem services*. In B. Burkhard & J. Maes (Eds.), *Mapping ecosystem services* (pp. 183–184). Pensoft Publishers. <https://doi.org/10.3897/ab.e12837>

Vandecasteele, I., Marí i Rivero, I., Baranzelli, C., Becker, W., Dreoni, I., Lavallo, C., & Batelaan, O. (2018). *The Water Retention Index: Using land use planning to manage water resources in Europe*. *Sustainable Development*, 26(2), 122–131.

## Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua (incluyendo control de inundaciones y protección costera)

### Nivel III

### SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*)

#### Justificación de la elección

El uso del modelo SWAT para calcular el servicio ecosistémico de retención hídrica ofrece la capacidad de simular y evaluar procesos hidrológicos complejos, considerando factores geofísicos y climáticos específicos de una cuenca hidrográfica. Además, permite analizar diferentes escenarios y evaluar el impacto de acciones humanas en la capacidad de retención hídrica. Al integrar datos y herramientas de evaluación, el modelo SWAT brinda una visión integral y basada en evidencia de la retención hídrica en un ecosistema, lo que es crucial para la gestión sostenible del agua y la toma de decisiones.

#### Descripción

La herramienta de evaluación de suelos y agua (SWAT; <https://swat.tamu.edu/>) es un modelo a escala de cuenca fluvial desarrollado para cuantificar el impacto de las prácticas de gestión de la tierra en cuencas hidrográficas grandes y complejas. SWAT es un modelo de hidrología de dominio público que incluye componentes como clima, escorrentía superficial, flujo de retorno, percolación, evapotranspiración, pérdidas de transmisión, almacenamiento en estanques y embalses, crecimiento e irrigación de cultivos, flujo de agua subterránea, enrutamiento de alcance, carga de nutrientes y pesticidas, así como transferencia de agua (FAO, 2023).

SWAT opera a escala de cuenca con un enfoque de tiempo continuo, utilizando un paso de tiempo diario. Su objetivo es predecir los impactos a largo plazo de la gestión y el momento de las prácticas agrícolas a lo largo de un año, considerando factores como la rotación de cultivos, las fechas de siembra y cosecha, el riego, las tasas y el momento de aplicación de pesticidas y fertilizantes. Este modelo puede simular el ciclo del agua y los nutrientes en paisajes predominantemente agrícolas a escala de cuenca. Además, puede ayudar a evaluar la eficiencia ambiental de las mejores prácticas de gestión y las políticas alternativas de manejo (Arnold & Fohrer, 2005).

SWAT utiliza un enfoque de desagregación de dos niveles. En primer lugar, se realiza una identificación preliminar de las subcuencas basada en criterios topográficos. Después, se hace una mayor discretización considerando el tipo de suelo y el uso del suelo. Las áreas con características similares en cuanto a topografía, tipo de suelo, uso y manejo de la tierra se agrupan en Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU, por sus siglas en inglés). Estas HRU son unidades computacionales básicas que se supone que son homogéneas en su respuesta hidrológica ante cambios en la cobertura del suelo (FAO, 2023).

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de la cartografía (mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat) que se utilice como base para el cálculo del servicio.

## Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua (incluyendo control de inundaciones y protección costera)

Nivel III

SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*)

### Ejemplos de casos de estudio

Halecki, W., Łyszczarz, S., Lasota, J., Błońska, E., & Chattopadhyay, S. (2023). *Quantifying the Soil Water Storage Capacity of Flysh Catchments Surrounded by Mixed Forests in Outer Carpathians*. *Environmental Processes*, 10(2), 1-25.

Oduor, B. O., Campo-Bescós, M. Á., Lana-Renault, N., Echarri, A. A., & Casalí, J. (2022). *Evaluation of the Impact of Changing from Rainfed to Irrigated Agriculture in a Mediterranean Watershed in Spain*. *Agriculture*, 13(1), 106.

Badora, D., Wawer, R., & Król-Badziak, A. (2023). *Modelling 2050 Water Retention Scenarios for Irrigated and Non-Irrigated Crops for Adaptation to Climate Change Using the SWAT Model: The Case of the Bystra Catchment, Poland*. *Agronomy*, 13(2), 404.

### Metodología

*Cálculo del balance hídrico*

El balance hídrico se define por la circulación cuantitativa del agua en una cuenca en un momento dado, lo que permite estimar los recursos hídricos permanentes y temporales que se presentan en el área. El modelado de cuencas se lleva a cabo en dos fases: tierra y enrutamiento.

Una de las fórmulas básicas utilizadas en el modelado SWAT es la ecuación del balance hídrico:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1} (P_d - SURQ - E - w_{seep} - GQW)$$

Donde

$SW_t$  es el contenido final de agua del suelo (mm)

$SW_0$  es el contenido de agua inicial del suelo (mm)

$t$  es el tiempo en días

$P_d$  es la precipitación (mm)

$SURQ$  es la escorrentía superficial (mm)

$E$  es la evapotranspiración (mm)

$w_{seep}$  es la cantidad de agua que ingresa a la zona vadosa desde el perfil del suelo (mm)

$GQW$  es el flujo de agua subterránea.

El modelo SWAT se debe calibrar y validar para lograr una proyección precisa de los parámetros de la cuenca a estudiar. Un algoritmo apropiado para calibrar el modelo SWAT en cuencas pequeñas es el SUFI-2 (*Uncertainty in Sequential Uncertainty Fitting*), que calcula la diferencia entre las variables simuladas y observadas (Badora et al., 2023).

## Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua (incluyendo control de inundaciones y protección costera)

Nivel III

SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*)

### Fuentes de datos

Para ejecutar el modelo se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

### Bibliografía

Arnold, J. G., & Fohrer, N. (2005). SWAT2000: *Current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling*. *Hydrological Processes*, 19(3), 563–572. <https://doi.org/10.1002/hyp.5611>

Badora, D., Wawer, R., & Król-Badziak, A. (2023). *Modelling 2050 Water Retention Scenarios for Irrigated and Non-Irrigated Crops for Adaptation to Climate Change Using the SWAT Model: The Case of the Bystra Catchment, Poland*. *Agronomy*, 13(2). <https://doi.org/10.3390/agronomy13020404>

FAO. (2023). *Land Resources Planning Tools. Soil and Water Assessment Tool (SWAT)*. <https://www.fao.org/land-water/land/land-governance/land-resources-planning-toolbox/category/details/en/c/1111246/>

## Control de las tasas de erosión

### Nivel I

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

#### Justificación de la elección

El modelo InVEST es una herramienta ampliamente utilizada y confiable para calcular el servicio ecosistémico de control de erosión. Basado en modelos científicos sólidos y con una interfaz de usuario amigable, integra datos geoespaciales para evaluar la erosión del suelo y la retención de sedimentos con precisión. Su flexibilidad y capacidad de adaptación a diferentes escalas y contextos, junto con el soporte de una comunidad activa, lo convierten en una opción efectiva para tomar decisiones informadas en la gestión y conservación de recursos naturales mediante la evaluación de diversos escenarios de uso del suelo y prácticas de conservación.

#### Descripción

El objetivo del modelo InVEST "Sediment Retention" (<https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/sediment-retention>) es cuantificar y mapear la generación de sedimentos por tierra y su suministro a la corriente. En muchos lugares del mundo se observa un aumento de la carga de sedimentos en las masas de agua, lo que afecta drásticamente a la calidad del agua y al manejo de los embalses (UNESCO 2009). El servicio de retención de sedimentos que proporciona la vegetación es de gran interés para quienes manejan el agua y la tierra. Entender dónde se producen y suministran los sedimentos les permite diseñar mejores estrategias para reducir la carga de sedimentos mediante cambios en el uso del suelo y en las prácticas de manejo. Los cambios en la carga de sedimentos pueden tener impactos en el riego aguas abajo, el tratamiento del agua, las actividades recreativas y el rendimiento de los embalses, mientras que la pérdida de suelo de la tierra puede reducir la productividad agrícola. Estos impactos pueden valorarse económicamente combinando los resultados del modelo InVEST con información sobre los costos de mitigación evitados, los costos de sustitución o la disposición a pagar (Natural Capital Project, 2022).

#### Escala de trabajo

El modelo puede adaptarse a diferentes escalas y contextos. Permite realizar análisis a nivel de cuenca, paisaje o incluso a nivel de parcelas individuales.

#### Ejemplos de casos de estudio

Bangash, R. F., Passuello, A., Sanchez-Canales, M., Terrado, M., López, A., Elorza, F. J., ... & Schuhmacher, M. (2013). *Ecosystem services in Mediterranean river basin: climate change impact on water provisioning and erosion control*. *Science of the Total Environment*, 458, 246-255.

Ougougdal, H. A., Khebiza, M. Y., Messouli, M., & Bounoua, L. (2020). *Delineation of vulnerable areas to water erosion in a mountain region using SDR-InVEST model: A case study of the Ourika watershed, Morocco*. *Scientific African*, 10, e00646.

## Control de las tasas de erosión

### Nivel I

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

#### Metodología

La siguiente información ha sido adaptada de *Natural Capital Project (2022)*.

El servicio ecosistémico potencial de control de la erosión proporcionado por el paisaje se cuantifica de dos maneras:

- 1. Erosión evitada:** Contribución de la vegetación a la reducción de la erosión de un píxel. En otras palabras, valorar la vegetación por no permitir que se produzca la erosión en primer lugar. Puede utilizarse para cuantificar el servicio ecosistémico desde la perspectiva de la pérdida local de suelo. Se calcula como:

$$AER_i = RKLS_i - USLE_i$$

Donde:

$AER$  es la cantidad de erosión evitada en el píxel  $i$ , y la diferencia entre  $RKLS_i$  y  $USLE_i$  representa el beneficio de la vegetación y las buenas prácticas de gestión, ya que  $RKLS$  es equivalente a  $USLE$  menos los factores  $C$  (cobertura) y  $P$  (práctica).

- 2. Exportación evitada:** Contribución de la vegetación a la reducción de la erosión de un píxel, así como a la captura de los sedimentos que se originan en la ladera del píxel, de modo que ninguno de ellos desciende para entrar en un cauce. También puede considerarse como el total de sedimentos retenidos en el píxel. La exportación evitada indica el servicio ecosistémico desde la perspectiva de un usuario del agua aguas abajo, y se calcula como:

$$AEX_i = (RKLS_i - USLE_i) \cdot SDR_i + T_i$$

Donde:

$AEX_i$  es la retención total de sedimentos proporcionada por ese píxel  $i$ , tanto de fuentes de erosión en el píxel como de fuentes de erosión pendiente arriba. Al retener este sedimento, está contribuyendo a reducir el sedimento exportado a los cauces. Al igual que con la Erosión evitada, la diferencia entre  $RKLS_i$  y  $USLE_i$  representa el beneficio de la vegetación y de las buenas prácticas de manejo, y multiplicando esto por la Tasa de suministro de sedimentos  $SDR_i$  se cuantifica la cantidad de erosión originada en ese píxel que no entra en un cauce. Por último  $T_i$  es la cantidad de sedimento pendiente arriba que queda atrapado en ese píxel, impidiendo también que entre en un cauce.

## Control de las tasas de erosión

### Nivel I

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

### Configuración del modelo

#### 1. Configuración del modelo

- a. Descargar e instalar la última versión de InVEST desde el sitio web oficial: <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>
- b. Reunir los datos geospaciales necesarios para la evaluación, como la cobertura del suelo, la topografía, la precipitación y la erosividad de la lluvia. Se debe asegurar de que los datos estén en el formato requerido por InVEST.
- c. Abrir el modelo InVEST y seleccionar la opción "Sediment Retention" (Retención de Sedimentos). Luego, se proporcionan los datos geospaciales que se han preparado en el paso anterior.
- d. Ajustar los parámetros del modelo relacionados con la erosión, como la erosividad de la lluvia, la capacidad de retención de la vegetación y la pendiente del terreno. Estos parámetros pueden variar según el área de estudio y los objetivos del análisis.

#### 2. Ejecución del modelo

- e. Una vez que se hayan ajustado los parámetros, se ejecuta el análisis. El modelo calculará la cantidad de suelo que se erosiona y la cantidad de sedimentos que se retienen en el paisaje.

#### 3. Análisis e interpretación de resultados

- f. Revisar y analizar los resultados para comprender la distribución espacial de la erosión y la retención de sedimentos en el área de estudio, con el objetivo de evaluar este servicio en la propuesta de infraestructura verde.

### Fuentes de datos

Para calcular el índice se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

### Bibliografía

Natural Capital Project. (2022). *InVEST 3.13.0. User's Guide*. <https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/es/index.html>

## Control de las tasas de erosión

### Nivel II

RUSLE (Ecuación Universal Revisada de Pérdida de Suelo por Erosión)

#### Justificación de la elección

La Ecuación Universal de Pérdida de Suelo por Erosión (USLE) es una herramienta ampliamente utilizada para calcular el servicio ecosistémico de control de erosión. Es aplicable a diferentes escalas, lo que permite su uso tanto en pequeñas parcelas de terreno como en cuencas hidrográficas completas, lo que la hace versátil y útil para estudiar la erosión en diferentes contextos y áreas geográficas. La USLE tiene en cuenta múltiples factores que influyen en la erosión del suelo, incluyendo la erosividad de la lluvia, la erodibilidad del suelo, la longitud y pendiente del terreno, la cubierta vegetal y las prácticas de manejo del suelo, lo que proporciona una evaluación integral y precisa de los procesos de erosión (Panagos et al., 2015a).

#### Descripción

El modelo RUSLE es utilizado para estimar la erosión del suelo causada principalmente por la acción del agua en paisajes agrícolas y de uso del suelo. Fue desarrollado para evaluar la cantidad de suelo que se pierde por erosión en una determinada área y se utiliza para identificar las áreas más susceptibles a la erosión. El modelo RUSLE se basa en cinco factores principales que contribuyen a la erosión del suelo (Panagos et al., 2015b; Renard, Foster, et al., 1997)

1. R: Factor de erosividad de la lluvia: mide la capacidad de la lluvia para causar erosión en un área específica. Toma en cuenta la intensidad y frecuencia de las precipitaciones.
2. K: Factor de erodibilidad del suelo: representa la susceptibilidad del suelo a erosionarse debido a su textura, estructura y contenido de materia orgánica.
3. LS: Factor de longitud y pendiente: toma en cuenta la longitud de la pendiente y su inclinación, ya que la erosión es más probable en terrenos más largos y empinados.
4. C: Factor de cobertura vegetal y manejo del suelo: considera el efecto protector de la vegetación y las prácticas de manejo del suelo sobre la erosión.
5. P: Factor de prácticas de conservación: representa el efecto de las prácticas de conservación, como terrazas o controles de erosión, en la reducción de la erosión.

#### Escala de trabajo

El modelo puede adaptarse a diferentes escalas y contextos. Permite realizar análisis a nivel de cuenca, paisaje o incluso a nivel de parcelas individuales.

## Control de las tasas de erosión

### Nivel II

RUSLE (Ecuación Universal Revisada de Pérdida de Suelo por Erosión)

### Ejemplos de casos de estudio

Bangash, R. F., Passuello, A., Sanchez-Canales, M., Terrado, M., López, A., Elorza, F. J., ... & Schuhmacher, M. (2013). *Ecosystem services in Mediterranean river basin: climate change impact on water provisioning and erosion control*. *Science of the Total Environment*, 458, 246-255.

Steinhoff-Knopp, B., & Burkhard, B. (2018). *Mapping control of erosion rates: Comparing model and monitoring data for croplands in Northern Germany*. *One Ecosystem* 3(2018), e26382.

Ougougdal, H. A., Khebiza, M. Y., Messouli, M., & Bounoua, L. (2020). *Delineation of vulnerable areas to water erosion in a mountain region using SDR-InVEST model: A case study of the Ourika watershed, Morocco*. *Scientific African*, 10, e00646.

### Metodología

Mapa de erosión laminar y en regueros

La erosión más importante cuantitativa y cualitativamente, es la erosión laminar y en regueros causada por el agua. El Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES) estima las pérdidas medias de suelo en cada píxel del territorio basado en el modelo RUSLE:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

Donde:

A = Pérdidas de suelo por unidad de superficie para el periodo de tiempo considerado. Se obtiene por el producto de los factores siguientes:

R = Factor erosividad de la lluvia.

K = Factor erosionabilidad del suelo.

L = Factor longitud de ladera.

S = Factor pendiente.

C = Factor cubierta y manejo.

P = Factor de prácticas de conservación del suelo.

Para ello se clasifica el territorio en estratos homogéneos (clima, fisiografía, litología y vegetación) y se asigna a cada estrato un número proporcional de parcelas de campo. En ellas, se obtienen datos sobre la estructura y composición de la cubierta vegetal y las características del suelo, así como de las prácticas agrícolas y ganaderas. Con el análisis de las muestras de suelo recogidas en campo, se

## Control de las tasas de erosión

### Nivel II

RUSLE (Ecuación Universal Revisada de Pérdida de Suelo por Erosión)

realizan determinaciones analíticas necesarias para estimar la erosibilidad del suelo. Procesando dichos datos se calculan las pérdidas de suelo en cada parcela y sus valores medios por estrato, tras el correspondiente análisis estadístico. Tras un análisis cartográfico incluyendo los factores climáticos y topográficos que intervienen en la erosión y, con el resultado del proceso de datos, se calculan las pérdidas medias de suelo en cada píxel de 25mx25m.

#### **Mapa de erosión potencial (laminar y en regueros)**

En el INES se estiman también las pérdidas de suelo por erosión laminar y en regueros que tendrían lugar en caso de desaparición brusca y total de la cubierta vegetal (erosión potencial). Para ello se han considerado únicamente los tres factores del modelo RUSLE que caracterizan dicha potencialidad: el índice de erosión pluvial (R), la erosionabilidad del suelo (K) y la topografía (LS).

#### **Cálculo del mapa de control de la erosión**

Mediante herramientas SIG se calcula en cada píxel la diferencia entre la erosión potencial y la erosión laminar.

#### **Fuentes de datos**

Para calcular el servicio se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

#### **Bibliografía**

Panagos, P., Pasquale, B., Jean, P., Cristiano, B., Emanuele, L., Katrin, M., ... & Christine, A. (2015). *The new assessment of soil loss by water erosion in Europe* [J]. *Environmental Science & Policy*, 438-447.

Renard, K.G.; Foster, G.R.; Weesies, G.A.; McCool, D.K.; Yoder, D.C. 1997. *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE). Agriculture Handbook nº 703. Agricultural Research Service.

### III.3 Servicios culturales

#### Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas

Nivel I

Índice de recreación

##### Justificación de la elección

Este índice es sencillo de calcular sin necesidad de tener datos de visitantes y contando únicamente con algunas fuentes de información cartográfica. Si bien, es necesario tener algunos conocimientos de sistemas de información geográfica.

##### Descripción

La posibilidad de realizar actividades recreativas y de ocio al aire libre que ofrecen los distintos ecosistemas depende, tanto de su potencial (características intrínsecas de los ecosistemas), como de su capacidad para el uso recreativo (Adamowicz et al., 2011; Nahuelhual et al., 2013; Casado-Arzuaga et al., 2014; Scholte et al., 2018).

Para calcular el servicio de recreo que ofrecen los ecosistemas se consideran:

- Las características intrínsecas de los ecosistemas, medidas en función de su grado de naturalidad y de protección y en base a la presencia de masas de agua superficiales (ríos, lagos, aguas de transición, aguas costeras y embalses) y patrimonio geológico de interés turístico (Geoparques).
- La capacidad para el recreo, medido en base a la presencia de infraestructuras para el recreo y la accesibilidad a los lugares (Maes et al., 2011; Paracchini et al., 2014).

Se considera que los ecosistemas más naturales son más atractivos desde el punto de vista recreativo (Hartig and Staats, 2006; Maes et al., 2011) porque poseen una mayor biodiversidad (Maes et al., 2012) y un mayor valor estético, al igual que ocurre con los Espacios Naturales protegidos y Geoparques, declarados atendiendo a sus valores naturales bióticos y abióticos, con una elevada valoración social. Por otra parte, la presencia de masas de agua superficiales (ríos, lagos, aguas de transición, aguas costeras y embalses) (Willemen et al., 2008; Maes et al., 2012) y de playas constituye un importante atractivo para el recreo, al permitir el ejercicio de diferentes actividades.

Finalmente se considera que una buena accesibilidad general para la población (Willemen et al., 2008; Maes et al., 2011) y una adecuada red de infraestructuras destinadas al ocio, son precisas para la provisión de una oferta recreativa de interés: infraestructuras artificiales (áreas recreativas, parques ecológicos, parques provinciales, observatorios de aves, centros de interpretación, centros BTT o estaciones de esquí, etc.), y recursos naturales (cuevas, zonas de escalada, puntos de interés ornitológico, etc.).

## Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas

### Nivel I

### Índice de recreación

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo está incluida en el módulo ARIES y depende de la escala en la que queramos la información. Ya que el módulo de ARIES tiene la capacidad de escalar la información. Aunque esto no varía la escala original, que es de 100 metros.

#### Ejemplos de casos de estudio

Casado-Arzuaga, I., Onaindia, M., Madariaga, I., Verburg, P.H. 2014. *Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning*. *Landscape Ecology* 29: 1393-1405.

Nahuelhual, L., Carmona, A., Lozada, P., Jaramillo, A., Aguayo, M., 2013. *Mapping recreation and ecotourism as a cultural ecosystem service: an application at the local level in Southern Chile*. *Applied Geography* 40: 71-82

#### Metodología

La metodología desarrollada para el cálculo de este índice se basa en una suma de dos componentes, la potencialidad del ecosistema para desarrollar actividades recreativas, a través de las características intrínsecas del ecosistema y a la capacidad para el recreo media como las infraestructuras necesarias para el desarrollo de estas actividades.

$$R = PR + CR$$

$R$  = Índice de recreación

$PR$  = Potencial para el recreo

$$PR = N + P + A + G$$

$N$  = Índice de naturalidad

$P$  = Presencia de áreas protegidas

$A$  = Presencia de masas de agua superficiales (ríos, lagos, aguas de transición, aguas costeras y embalses).

$G$  = Patrimonio geológico de interés turístico

$CR$  = Capacidad para el recreo

$$CR = AC + I$$

$AC$  = Accesibilidad

$I$  = Presencia de infraestructuras artificiales (áreas recreativas, parques ecológicos, parques provinciales, observatorios de aves, centros de interpretación, centros BTT, estaciones de esquí, etc.) y naturales (cuevas, zonas de escalada, puntos de interés ornitológico, etc.), Bienes de Interés Cultural e hitos paisajísticos.

## Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas

Nivel I

Índice de recreación

### Fuentes de datos

Para calcular el índice se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

### Bibliografía

Adamowicz, W.L., Naidoo, R., Nelson, E., Polasky, S., Zhang, J., 2011. *Nature-based tourism and recreation*. In: Kareiva, P., Daily, G., Ricketts, T., Tallis, H., Polasky, S. (eds). *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford, Univ Press, New York

Casado-Arzuaga, I., Onaindia, M., Madariaga, I., Verburg, P.H. 2014. *Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning*. *Landscape Ecology* 29: 1393-1405.

De Valck, J., Landuyt, D., Broekx, S., Liekens, I., De Nocker, L., Vranken, L., 2017. *Outdoor recreation in various landscapes: Which site characteristics really matter?* *Land Use Policy* 65: 186-197.

European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2014. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*, 2014. 2nd Report – Final, February 2014.

Frank, S., Fürst, C., Koschke, L., Witt, A., Makeschin, F., 2013. *Assessment of landscape aesthetics – validation of a landscape metrics – based assessment by visual estimation of the scenic beauty*. *Ecological Indicators* 32: 222-231.

Joyce, K., Sutton, S., 2009. *A method for automatic generation of the Recreation Opportunity Spectrum in New Zealand*. *Applied Geography* 29: 409-418.

La Rosa, D., Spyra, M., Inostroza, L., 2016. *Indicators of Cultural Ecosystem Services for urban planning: A review*. *Ecological Indicators* 61: 74-89.

Loidi, J., Ortega, M., Orrantia, O., 2007. *Vegetation Science and the implementation of the Habitat Directive in Spain: up-to-now experiences and further development to provide tools for management*. *Fitosociología* 44: 9-16.

Maes, J., Paracchini, M.J., Zulian, G., 2011a. *A European assessment of the provision of ecosystem services. Towards an atlas of ecosystem services*. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. EUR 24750 EN – 2011.

Maes, J., Hauck, J., Paracchini, M.L., Ratamäki, O., Termansen, M. et al. 2012a. *A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis - phase 2*. Synthesis report. PEER Report No 4. Ispra: Partnership for European Environmental Research.

## Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas

### Nivel I

### Índice de recreación

Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., Dunbar, M.B., Alkemade, R., 2012b. *Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe*. *Biological Conservation* 155: 1-12.

Martínez-Harms, M.J., Balvanera, P., 2012. *Methods for mapping ecosystem service supply: A review*. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8: 17-25.

Nahuelhual, L., Carmona, A., Lozada, P., Jaramillo, A., Aguayo, M., 2013. *Mapping recreation and ecotourism as a cultural ecosystem service: an application at the local level in Southern Chile*. *Applied Geography* 40: 71-82.

Norton, L.R., Inwood, H., Crowe, A., Baker, A., 2012. *Trialling a method to quantify the 'cultural services' of the English landscape using Countryside Survey data*. *Land Use Policy* 29: 449-455.

Paracchini, M.L., Zulian, G., Kooperoinen, L., Schägner J.P., Termansen, M., Zandersen, M., Perez-Soba, M., Scholefield, P.A., Bidoglio, G., 2014. *Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU*. *Ecological Indicators* 45: 371-385.

Peña, L., Casado-Arzuaga, I., Onaindia, M., 2015. *Mapping recreation supply and demand using an ecological and a social evaluation approach*. *Ecosystem Services* 13: 108-118.

Peña, L., Onaindia, M., Fernández de Manuel, B., Ametzaga-Arregi, I., Casado-Arzuaga, I., 2018. *Analysing the Synergies and Trade-offs between Ecosystem Services to Reorient Land Use Planning in Metropolitan Bilbao (Northern Spain)*. *Sustainability* 10: 4376.

Santos-Martín, F., Zorrilla-Miras, P., Palomo, I., Montes, C., Benayas, J., Maes, J., 2019. *Protecting nature is necessary but not sufficient for conserving ecosystem services: A comprehensive assessment along a gradient of land-use intensity in Spain*. *Ecosystem Services* 35: 43-51.

Scholte, S.S.K., Daams, M., Farjon, H., Sijtsma, F.J., van Teeffelen, A.J.A., Verburg, P.H., 2018. *Mapping recreation as an ecosystem service: Considering scale, interregional differences and the influence of physical attributes*. *Landscape and Urban Planning* 175: 149-160. 70

Schulp, C.J.E., Alkemade, R., Goldewijk, K.K., Petz, K., 2012. *Mapping ecosystem functions and services in Eastern Europe using global-scale data sets*. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8: 156-168.

Van Berkel, D.B., Verburg, P.H., 2014. *Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape*. *Ecological Indicators* 37: 163-174.

Wolff, S., Schulp, C.J.E., Verburg, P.H., 2015. *Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives*. *Ecological Indicators* 55: 159-171.

## Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas

### Nivel II

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

#### Justificación de la elección

El enfoque del modelo InVEST "Recreation" (<https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/recreation>), se basa en información de visitas a las diferentes áreas de recreación, con la peculiaridad de que, si la información sobre estas visitas es escasa o nula, puede funcionar con datos obtenidos de la red social Flickr. Esto hace que, a la hora de incluir este servicio en la valoración, podamos trabajar o bien con datos reales de días y persona, si tenemos esta información o utilizar la red social cuando carecemos de estos datos. Este enfoque tiene una connotación más avanzada que el anterior, ya que se puede utilizar tanto para actividades recreativas como para turismo o ecoturismo. Aunque el nivel de exigencia en su cálculo es mayor que en el caso anterior.

#### Descripción

Para cuantificar el valor de los entornos naturales, el modelo de recreación InVEST predice la distribución de días-persona de recreación, en función de las ubicaciones de los hábitats naturales y otras características que influyen en las decisiones de las personas sobre dónde recrearse. La herramienta estima la contribución de cada atributo a la tasa de visitas en una regresión lineal simple. En ausencia de datos empíricos sobre las visitas, parametrizamos el modelo utilizando un proxy para las visitas: fotografías geoetiquetadas publicadas en el sitio web flickr. Usando estimaciones de fotos-usuario-día, el modelo predice cómo los cambios futuros en las características naturales alterarán las tasas de visitas.

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo se puede incluir como un parámetro dentro del modelo, por lo que se puede escalar a las necesidades que haya que cubrir, dependiendo de la cantidad de información que tengamos. De esta forma podríamos estar calculando el servicio de un parque natural, a través de datos reales de visitantes día, o de una escala regional, nacional o supranacional, utilizando la información a partir de redes sociales.

#### Ejemplos de casos de estudio

Byczek, C., Longaretti, P. Y., Renaud, J., & Lavorel, S. (2018). *Benefits of crowd-sourced GPS information for modelling the recreation ecosystem service*. *PloS One*, 13(10), e0202645.

Cunha, J., Elliott, M., & Ramos, S. (2018). *Linking modelling and empirical data to assess recreation services provided by coastal habitats: The case of NW Portugal*. *Ocean & coastal management*, 162, 60-70.

## Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas

### Nivel II

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

#### Metodología

El modelo muestra la tasa de visitas en los paisajes (celdas de cuadrícula) o en áreas discretas (polígonos) y, opcionalmente, crea un modelo de regresión para estimar la contribución de los atributos del paisaje a la tasa de visitas, utilizando una regresión lineal simple:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \beta_p x_{ip} \quad \text{for } i = 1 \dots n$$

Donde:

$x_{ip}$  es la cobertura de cada atributo en cada celda o polígono (en adelante, "celda"),  $i$ , dentro de un Área de Interés (AOI) que contiene  $n$  celdas. A falta de datos empíricos sobre las visitas para  $y_i$ , parametrizamos el modelo utilizando una medida de visitas de colaboración colectiva: fotografías geoetiquetadas publicadas en el sitio web flickr. El modelo de recreación InVEST predice la distribución de días-persona de recreación en el espacio. Lo hace utilizando atributos de lugares, como características naturales (p. ej., distribuciones de hábitat), características construidas (p. ej., caminos) y usos humanos (p. ej., actividades industriales), entre otros.

La herramienta comienza transformando logarítmicamente todos los valores de  $y_i$ , tomando el logaritmo natural del promedio de días-usuario de fotos por celda + 1. Luego, se realiza una regresión lineal simple para estimar el efecto de cada atributo en las tasas de visitas transformadas en logaritmos en todas las celdas de la cuadrícula dentro de la región de estudio. Estas estimaciones se pueden utilizar para un escenario adicional, para predecir cómo los cambios futuros en el paisaje alterarán la tasa de visitas. El modelo utiliza regresión de mínimos cuadrados ordinarios, realizada por la función `linalg.lstsq` en la biblioteca `numpy` de python (van der Walt et al. 2011).

Dado que los datos sobre el número de visitantes a menudo solo se recopilan en unos pocos lugares específicos en cualquier región de estudio, asumimos que las visitas actuales se pueden aproximar por el número total de días-persona anuales de fotografías cargadas en el sitio web para compartir fotos flickr. Muchas de las fotografías en flickr han sido asignadas a una latitud/longitud específica. Utilizando esta ubicación, junto con el nombre de usuario del fotógrafo y la fecha en que se tomó la imagen, el modelo InVEST cuenta el total de días de usuario de fotografías para cada celda de cuadrícula o polígono. Un día de usuario de fotos en una ubicación es un fotógrafo único que tomó al menos una foto en un día específico. Para cada celda, el modelo suma la cantidad de días de usuarios de fotografías para todos los días y devuelve el número promedio anual de días de usuarios de fotografías.

## Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas

### Nivel II

InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*)

Observando que la cantidad de individuos que visitan un lugar anualmente está relacionada con la cantidad de fotografías tomadas en la misma área y cargadas en la base de datos de Flickr (Wood et al. 2013). La densidad de las fotografías varía espacialmente, y esto tiene ramificaciones para el tamaño de celda que se puede elegir para el análisis. Los cálculos de PUD se calculan en un servidor remoto en un extenso conjunto de datos global mantenido por *The Natural Capital Project*.

### Fuentes de datos

Para calcular el índice se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

### Bibliografía

(ver referencias en "Índice de recreación")

## Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas

### Nivel III

### ESTIMAP (Ecosystem Services Mapping Tool)

#### Justificación de la elección

El modelo ESTIMAP, tiene la ventaja de no necesitar datos de visitantes, de la misma forma que el índice de recreación incluido en el nivel 1. Sin embargo, en este caso los datos de entrada pueden ser más personalizables y los resultados son más fidedignos. Aunque la principal desventaja de este modelo es que se necesitan mayores fuentes de datos para poder desarrollar este modelo de recreación. Por lo que se necesita un mayor tiempo y una mayor especialización en gestión de bases de datos y sistemas de información geográfica para poder medir este servicio según este modelo. El modelo ESTIMAP es el desarrollado en la iniciativa de la Unión Europea sobre evaluación de servicios de los ecosistemas (INCA Project) para el servicio de recreación.

#### Descripción

El modelo ESTIMAP de recreación al aire libre basada en la naturaleza fue desarrollado por Paracchini et al. (2014) para Europa. Abarca tres aspectos principales:

- Las oportunidades potenciales, proporcionadas por el ecosistema para actividades recreativas.
- El flujo de servicio, que combina la provisión potencial (RP) con la proximidad de los usuarios (P):
  - La proximidad a la población se considera uno de los principales motores de la actividad recreativa: las personas tienen que llegar a los lugares de recreación potencial a través de infraestructuras de transporte
  - El Espectro de Oportunidades de Recreación (ROS), originalmente desarrollado como una herramienta para inventariar, planificar y gestionar las oportunidades de recreación, se adopta para una reclasificación de la cobertura del suelo de acuerdo con la gama de oportunidades disponibles y la proximidad a los usuarios potenciales
- La evaluación de los beneficios potenciales: que evalúan el porcentaje de viajes potenciales para cada categoría ROS.

En la siguiente figura se muestra el flujo de trabajo para calcular este servicio, según el modelo ESTIMAP.

En una primera parte, se evalúa la capacidad potencial de los ecosistemas para brindar oportunidades para la recreación local al aire libre (D). Este mapa varía según la presencia de tres aspectos: el grado de naturalidad (A), la presencia de espacios naturales (B) y la presencia de agua (C).

## Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas

### Nivel III

### ESTIMAP (Ecosystem Services Mapping Tool)

En un segundo paso calcula distancias euclidianas desde áreas urbanas (E) y desde carreteras (F). Luego, los dos mapas se combinan para derivar un mapa de proximidad (H), que depende de parámetros de proximidad específicos (G).

El mapa final de oportunidades de recreación (ROS)(D) se calcula mediante una tabulación cruzada entre el RP (D) y el Mapa de Proximidad (H) usando un segundo conjunto de parámetros (I) con umbrales para el grado de oportunidades recreativas proporcionadas por la naturaleza y el grado de proximidad y lejanía. Los parámetros (G e I) se derivan de una revisión de la literatura.

### Escala de trabajo

La escala de trabajo se basa en los datos de entrada disponibles. Muy relacionada con los mapas de coberturas de suelo a los que se tengan acceso. Esto puede hacer que por ejemplo podamos calcular el servicio de recreación a un nivel local, o por el contrario calcular la recreación a escala, regional, nacional o supranacional.

### Ejemplos de casos de estudio

Vallecillo Rodriguez, S., La Notte, A., Polce, C., Zulian, G., Alexandris, N., Ferrini, S. and Maes, J., *Ecosystem services accounting: Part I - Outdoor recreation and crop pollination*, EUR 29024 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-77333-4, doi:10.2760/619793, JRC110321.

Zulian G, Polce C, Maes J. ESTIMAP: a GIS-based model to map ecosystem services in the European Union. *Annali di Botanica* 4; 2014. p. 1-7. JRC89594

## Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas

### Nivel III

ESTIMAP (Ecosystem Services Mapping Tool)

#### Metodología

El potencial teórico de atractivo recreativo al aire libre de cada punto del paisaje se modela clasificando el paisaje en términos de naturalidad y distancia a los sitios de recreación, es decir, la distancia euclidiana a las áreas protegidas, cuerpos de agua y sitios de relevancia turística, siguiendo los dos factores se combinan a través de una función de utilidad no simétrica con rendimientos crecientes a escala 2. Este valor no tiene en cuenta la capacidad de las personas para llegar a las áreas (de ahí el atributo teórico).

La función de eficiencia de viaje es una función exponencial del tiempo de viaje que simula una disminución de la accesibilidad según Geurs y van Eck (2001) adaptada en Paracchini et al. (2014).

La demanda de recreación tiene en cuenta dos factores principales que pueden influir en la probabilidad de visitar un determinado punto: la eficiencia del viaje, cuán accesible es un lugar y la densidad de población en las áreas que sirven como fuente de visitantes para ese lugar.

El valor final de la recreación al aire libre se calcula utilizando una función multiplicativa tipo Cobb-Douglas que relaciona la oferta y la demanda de recreación, que toma la forma:

$$f(S,D) = p \cdot S^x \cdot D^y$$

Aquí se usa con  $p = 1$ ,  $x = y = 1/2$  y  $S$  y  $D$  como oferta y demanda de recreación, respectivamente. Esto estima la superposición espacial de la oferta y la demanda expresada con una función débilmente cóncava que representa la utilidad recreativa del paisaje. Es una función simétrica con retorno constante a escala (el servicio aumenta en el mismo cambio proporcional que la oferta y la demanda) y utilidad marginal decreciente.

#### Fuentes de datos

Para calcular el índice se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

#### Bibliografía

- M.L. Paracchini, G. Zulian, L. Kopperoinen, J. Maes, J.P. Schägner, M. Termansen, et al. *Mapping cultural ecosystem services: a framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. Ecological Indicators*, 45 (2014), pp. 371-385
- P. Fuleky (2006). *Anatomy of a Cobb-Douglas Type Production/Utility Function in Three Dimensions*. Department of Economics, University of Washington
- K.T. Geurs, J.R. van Eck (2001). *Accessibility measures: review and applications. Evaluation of Accessibility Impacts of Land-use Transportation Scenarios, And Related Social and Economic Impact*.

## Características de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas

### Nivel I

### Índice de estética del paisaje

#### Justificación de la elección

La metodología propuesta se basa en la utilización de características intrínsecas del paisaje o de sus elementos, debido a que las metodologías basadas en redes sociales y modelos de inteligencia artificial requieren de altos recursos tanto de personal, como de información y tiempo, y por tanto quedan fuera de los objetivos de la presente guía.

#### Descripción

El disfrute estético que ofrecen los distintos paisajes a la sociedad depende, tanto de la percepción como de sus características intrínsecas. Se considera que los paisajes con presencia de masas de agua (ríos, lagos, embalses, aguas costeras), relieves abruptos y paisajes diversos poseen un valor estético añadido, frente a aquellos que carecen de estos elementos.

Diferentes estudios demuestran la relación entre la percepción social del valor estético y el grado de naturalidad de los paisajes (CPSS, 2005; Peña et al., 2015). Los ecosistemas naturales son más atractivos para la sociedad porque poseen una mayor biodiversidad y, por tanto, un mayor valor estético; por el contrario, los elementos artificiales como parques eólicos, canteras activas, vertederos, carreteras y ferrocarril, le restan valor estético.

El disfrute de los paisajes depende de la ubicación relativa entre el observador y lo observado, adoptándose por ello como unidad de análisis las cuencas visuales.

#### Escala de trabajo

La escala de trabajo dependerá de los datos disponibles en el modelo. Generalmente se usan datos nacionales o internacionales.

#### Ejemplos de casos de estudio

Casado-Arzuaga, I., Onaindia, M., Madariaga, I., Verburg, P.H. 2014. *Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning*. *Landscape Ecology* 29: 1393-1405.

Rocha, S.M., Zulian, G., Maes, L., Thijssen, M., 2015. *Mapping and assessment of urban ecosystems and their services*; EUR 27706 EN; DOI:10.2788/638737.

Rodríguez-Loinaz, G., Peña, L., Palacios-Agundez, I., Ametzaga-Arregi, I., Onaindia, M., 2018. *Identifying green infrastructure as a basis for an incentive mechanism at the municipality level in Biscay (Basque Country)*. *Forests* 9: 22.

## Características de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas

### Nivel I

### Índice de estética del paisaje

#### Metodología

La metodología de cálculo se ha basado en la siguiente ecuación, la cual incluye las principales características intrínsecas del paisaje. Esta ecuación se puede integrar de forma sencilla a una escala espacial, utilizando un sistema de información geográfica.

$$EP = N + T + D + IA + PR - EN$$

$EP$  = Índice de estética del paisaje

$N$  = Índice de naturalidad

$T$  = Topografía

$D$  = Diversidad de ecosistemas

$IA$  = Influencia de masas de agua superficiales y costeras

$PR$  = Presencia de paisajes relevantes

$EN$  = Influencia de elementos negativos

#### • Grado de naturalidad de los ecosistemas

El índice de naturalidad muestra el grado de influencia humana sobre los distintos ecosistemas y lo alejados que están de su vegetación potencial. Los datos del índice de naturalidad para cada uso del suelo se obtienen de Loidi et al. (2007), otorgando valores en una escala de 1-7 (7, mayor naturalidad, 1 menor naturalidad).

En Santos-Martín et al. (2019), los valores del índice de naturalidad otorgados a cada uso del suelo son los siguientes, 0: urbano, industrial y áreas extractivas; 1: áreas verdes urbanas; 2: áreas cultivadas; 3: mosaico agrícola, agroforestal y sistemas salinos; 4: áreas naturales con agroforestal (prados y matorrales de transición); 5: áreas de alto valor ambiental (bosques mixtos, matorrales, pastizales, marismas, etc.). Dichos valores muestran una correspondencia directa con los propuestos por Loidi et al. (2007), por lo que la utilización de uno u otro dependerá de la información de usos del suelo disponible.

Una vez disponible, se asigna el valor del índice de naturalidad a los correspondientes usos de la cartografía base.

#### • Topografía

Para valorar la topografía se determina el índice de relieve medio correspondiente a cada cuenca visual. Para ello, en primer lugar, es necesario determinar mediante SIG las cuencas visuales a partir de un Modelo Digital del Terreno (MDT25) con paso de malla de 25 m; dicho modelo se encuentra disponible en el centro de descargas del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

## Características de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas

### Nivel I

### Índice de estética del paisaje

Fuente de información: <http://www.ideo.es/csw-codsi-ideo/srv/spa/catalog.search#/metadata/spaignMDT>

A partir del MDT25 se calcula en cada punto la diferencia media respecto a los puntos pertenecientes a la misma cuenca visual situados a menos de 200 metros de este y, a continuación, el valor medio del índice de relieve para cada una de las cuencas visuales.

Se asigna el valor "1" a las cuencas visuales con un índice de relieve medio-alto y al resto con un 0. La consideración del rango alto del relieve se deberá adaptar en cada circunstancia.

#### • **Diversidad de ecosistemas**

Para determinar el índice de diversidad de ecosistemas correspondiente a cada cuenca visual se calcula el índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) ( $H' = - \sum (p_i * \ln p_i)$ ) en las cuencas visuales identificadas en los anteriores procesos

Se asigna el valor "1" a aquellas cuencas visuales con un índice de diversidad alto y al resto valor "0". La consideración del rango alto del relieve se deberá adaptar a cada caso.

#### • **Influencia de las aguas superficiales y costeras**

Para identificar las zonas de influencia de las aguas superficiales se crea un buffer alrededor de los usos del suelo identificados como agua (curso de agua, lago o laguna, embalse...) en el mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat empleado como cartografía base. La consideración del tamaño del buffer se deberá adaptar a cada caso.

Para identificar las zonas de influencia de las aguas costeras se utiliza la Línea de deslinde del Dominio Público Marítimo-Terrestre (DPMT) a escala 1:25.000 disponible en el banco de descargas del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Se genera una capa única, asignando el valor "1" a las zonas de influencia de las aguas superficiales y costeras dentro de la cuenca visual a la que pertenece la masa de agua, y al resto el valor "0".

#### • **Presencia de paisajes relevantes**

Para identificar la presencia de paisajes relevantes es preciso disponer de cartografía o información específica correspondiente a cada comunidad autónoma, al no existir dicha información a escala nacional.

## Características de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas

### Nivel I

### Índice de estética del paisaje

Se consideran paisajes relevantes aquellos que contengan (CPSS, 2005):

- uno o más hitos o singularidades paisajísticas (naturales o de origen antrópico),
- que constituyan ejemplos representativos de uno o varios tipos de los paisajes de mayor calidad y/o valor,
- que contribuyan de forma decisiva a conformar la identidad del lugar que se encuentre bajo su ámbito de influencia,
- que presenten cualidades sobresalientes en los aspectos perceptivos y estéticos, fruto de su especial interacción entre los componentes naturales y/o antrópicos.

Se asigna el valor "1" a los paisajes relevantes, y al resto valor "0".

- **Influencia de elementos negativos (parques eólicos, canteras activas, vertederos, carreteras y ferrocarril)**

Para identificar las zonas de influencia de elementos negativos se crea un buffer alrededor de los parques eólicos, canteras activas, vertederos, carreteras y ferrocarril identificados utilizando la Base topográfica nacional a escala 1:25.000 (BTN25) disponible en el centro de descargas del Centro Nacional de Información Geográfica del Ministerio de Fomento. La consideración del tamaño del buffer se deberá adaptar a cada caso.

Las zonas de influencia de los elementos negativos se valoran con un "1" y las zonas de no influencia con "0".

### Fuentes de datos

Para calcular el índice se recomienda utilizar los datos indicados en el Anexo IV.

### Bibliografía

CPSS, 2005. Catálogo Abierto de Paisajes Singulares y Sobresalientes de la CAPV -Anteproyecto- Tomo I. Principios generales para la elaboración del Catálogo. Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Gobierno Vasco.

Loidi, J., Ortega, M., Orrantia, O., 2007. *Vegetation Science and the implementation of the Habitat Directive in Spain: up-to-now experiences and further development to provide tools for management*. *Fitosociología* 44: 9-16.

Santos-Martín, F., Zorrilla-Miras, P., Palomo, I., Montes, C., Benayas, J., Maes, J., 2019. *Protecting nature is necessary but not sufficient for conserving ecosystem services: A comprehensive assessment along a gradient of land-use intensity in Spain*. *Ecosystem Services* 35: 43-51.

## Anexo IV. Fuentes de datos recomendadas

### IV.1 Fuentes de datos recomendadas para la evaluación y cartografía de servicios de los ecosistemas

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
<b>Modelo Digital del Terreno (MDT)</b>	<b>Modelo Digital del Terreno (MDT25) con paso de malla de 25 m.</b>	<p>1.1.1.1 Plantas terrestres cultivadas con fines nutricionales</p> <p>1.1.1.2. Fibras y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento (Madera).</p> <p>2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.</p> <p>2.2.2.1. Polinización</p> <p>2.2.1.1 Control de las tasas de erosión</p>	<p>Modelos digitales del terreno con paso de malla de 5 m, 25 m y 200 m. Formato de archivo ASCII matriz ESRI (asc). Sistema geodésico de referencia ETRS89 (en Canarias REGCAN95, compatible con ETRS89) y proyección UTM en el huso correspondiente a cada hoja del MTN50 y también en el huso 30 extendido (para hojas situadas en los husos 29 y 31). En Canarias el huso UTM es el 28. El MDT se ha obtenido por interpolación de modelos digitales del terreno de 5 m de paso de malla procedente de la interpolación a partir de la clase terreno de vuelos LIDAR del PNOA, a excepción de las hojas de Andorra, Ceuta, Melilla, Isla de Alborán y Gibraltar (183-2, 1110-3, 1111-3, 1078B, 1078-2) obtenidas por estereocorrelación automática de vuelos fotogramétricos del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA). Disponible en Centro de Descargas (formato ASCII) y a través del servicio de descarga WCS (varios formatos).</p> <p><a href="https://datos.gob.es/es/catalogo/e00125901-spainmdt">https://datos.gob.es/es/catalogo/e00125901-spainmdt</a></p>

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
Tipos de ecosistemas	Cartografía base para la valoración de ecosistemas en función de los diferentes factores considerados para el cálculo del indicador.	<p>1.1.1.1 Plantas terrestres cultivadas con fines nutricionales</p> <p>1.1.1.2. Fibras y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento (Madera).</p> <p>2.2.6.1. Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos.</p> <p>2.2.2.1. Polinización</p> <p>2.2.1.1 Control de las tasas de erosión</p>	<p>Se propone el empleo del <b>Mapa Forestal de España</b> que se encuentra disponible a escala 1:25.000 (MFE25) para la Comunidad Foral de Navarra, Galicia, Asturias, Cantabria, País Vasco, Islas Baleares, Región de Murcia, Comunidad de Madrid, La Rioja, Cataluña, Extremadura y Canarias, y a escala 1:50.000 (MFE50) para Castilla y León, Castilla-La Mancha, Comunidad Valenciana y Andalucía. Su actualización es cada 10 años y dispone de una metodología bien desarrollada</p> <p>Se encuentra disponible un proyecto de actualización rápida y parcial del MFE denominado Foto Fija con versiones para los años 2009, 2012 y 2015. La forma de acceso a dicha actualización, hasta su publicación en web, es mediante solicitud a la Subdirección General de Política Forestal (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación). Distribuye bajo petición, de forma gratuita: Área de Inventarios y Estadísticas (MAPA).</p> <p>Si se encuentran disponibles, se recomienda el empleo de mapas de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat a escala más detallada. En el caso del País Vasco se dispone del mapa de Hábitat (European Nature Information System)(EUNIS) 1:10.000, en Andalucía el mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo de Andalucía-MUCVA 1:25.000 y en Cataluña el Mapa de Cubiertas del suelo de Cataluña-MSCC 1:5.000.</p> <p><a href="https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50_descargas_ccaa.aspx">https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50_descargas_ccaa.aspx</a></p>
	Para valorar la topografía se determina el índice de relieve medio correspondiente a cada cuenca visual. Para ello es necesario determinar mediante SIG las cuencas visuales a partir de un Modelo Digital del Terreno (MDT25)	3.1.2.4 Características de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas	

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
<b>Presencia de masas de agua superficiales</b>	Para identificar las masas de agua se utiliza el ecosistema identificado como agua (curso de agua, lago o laguna, embalse, etc.) en el mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat empleado como cartografía base.	3.1.1.1 Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas 3.1.2.4 Características de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas	Para identificar las zonas de influencia de las aguas costeras se utiliza la <b>línea de deslinde del Dominio Público Marítimo-Terrestre (DPMT)</b> a escala 1:25.000 disponible en el banco de descargas del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. <a href="https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/costas-medio-marino/deslinde-dpmt.aspx">https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/costas-medio-marino/deslinde-dpmt.aspx</a>
<b>Coberturas del suelo</b>	Cartografía útil para conocer los cambios de cobertura del suelo a lo largo del tiempo.	2.2.6.1. Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos.	La <b>cartografía LULUCF</b> tiene por objeto actualizar y adaptar la información cartográfica del Sistema Español de Inventario y Proyecciones de Emisiones de Contaminantes a la Atmósfera (SEI), con el propósito de proporcionar la información necesaria para el cálculo de las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero resultantes de actividades relativas a los usos de la tierra, cambios de uso de la tierra y silvicultura (LULUCF, por sus siglas en inglés) a lo largo de la serie histórica desde 1970. <a href="https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/calidad-y-evaluacion-ambiental/cartografia-lulucf.aspx">https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/calidad-y-evaluacion-ambiental/cartografia-lulucf.aspx</a>
<b>Datos climáticos</b>	Información sobre el clima, que incluye datos como precipitación, temperatura, radiación solar y humedad relativa. Estos datos se utilizan para modelar el crecimiento y rendimiento de los cultivos.	1.1.1.1 Plantas terrestres cultivadas con fines nutricionales 1.1.1.2. Fibras y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento (Madera). 2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua. 2.2.1.1 Control de las tasas de erosión	La <b>Agencia Estatal de Meteorología (AEMET)</b> proporciona datos climáticos relevantes para la agricultura, que pueden ser útiles para comprender las necesidades de fertilización de los cultivos en diferentes regiones de España. <a href="https://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos">https://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos</a>

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
<b>Datos de suelo</b>	Información sobre las propiedades del suelo, como la textura, contenido de materia orgánica, capacidad de retención de agua, pH y nutrientes. Estos datos son importantes para evaluar el potencial de crecimiento de los cultivos y determinar las necesidades de fertilización.	<p>1.1.1.1 Plantas terrestres cultivadas con fines nutricionales</p> <p>1.1.1.2. Fibras y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento (Madera).</p> <p>2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.</p> <p>2.2.1.1 Control de las tasas de erosión</p>	<p>El <b>Instituto Geográfico Nacional (IGN)</b> de España ofrece acceso a una amplia gama de datos geoespaciales, incluidos los datos de suelo.</p> <p><a href="https://atlasnacional.ign.es/wane/Suelos">https://atlasnacional.ign.es/wane/Suelos</a></p>
<b>Parámetros de cultivos</b>	Datos específicos de cada cultivo, como la duración del ciclo de crecimiento, requerimientos hídricos, requerimientos de nutrientes y coeficientes de rendimiento.	<p>2.2.2.1 Polinización</p> <p>2.2.1.1. Control de las tasas de erosión</p>	<p>La <b>Biblioteca virtual del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación</b> pone a disposición del mundo rural y pesquero español más de 30.000 documentos, de forma estructurada y fácil acceso, sobre los temas que le puedan ser de utilidad. A ellos se puede acceder a texto completo y con posibilidad de búsqueda por distintos campos. Incluye la producción bibliográfica del Ministerio y las obras cuyos derechos se adquieran.</p> <p><a href="https://www.mapa.gob.es/es/cartografia-y-sig/">https://www.mapa.gob.es/es/cartografia-y-sig/</a></p> <p><a href="https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/informacion/plataforma-de-conocimiento-para-el-medio-rural-y-pesquero/">https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/informacion/plataforma-de-conocimiento-para-el-medio-rural-y-pesquero/</a></p>
<b>Datos de gestión agrícola</b>	Información sobre las prácticas de gestión agrícola, como el riego, la fertilización, la aplicación de pesticidas y la labranza. Estos datos pueden afectar la producción de cultivos y deben tenerse en cuenta en el análisis.	<p>1.1.1.1. Plantas terrestres cultivadas con fines nutricionales</p>	<p>El <b>Sistema de Información Geográfica Agrario (SIGA)</b> desarrollada a iniciativa de la Subdirección General de Cultivos Herbáceos e Industriales adscrita a la Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios del Ministerio ofrece información cartográfica y alfanumérica englobada en los siguientes apartados: Cartografía general, mapas temáticos sobre variables agroclimáticas, informes sobre municipios y estaciones meteorológicas, mapa de cultivos y aprovechamientos de España, a escala 1/50.000, informes sobre hojas 50.000 y municipios.</p> <p><a href="https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/sistema-de-informacion-geografica-de-datos-agrarios/">https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/sistema-de-informacion-geografica-de-datos-agrarios/</a></p>

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
<b>Biomasa aérea y subterránea, madera muerta y carbono orgánico en el suelo</b> <b>Reservorio de carbono</b>	<p>El Inventario Forestal Nacional podría definirse como un proyecto encaminado a obtener el máximo de información posible sobre la situación, régimen de propiedad y protección, naturaleza, estado legal, probable evolución y capacidad productora de todo tipo de bienes de los montes españoles. La unidad básica de trabajo es la provincia y, al ser un inventario continuo, se repiten las mismas mediciones cada 10 años, recorriéndose todo el territorio nacional en cada ciclo decenal.</p>	<p>1.1.1.2. Fibras y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento (Madera).</p> <p>2.2.6.1. Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos.</p>	<p>La metodología del <b>Inventario Forestal Nacional (IFN)</b> se basa en la toma de datos de parcelas de un muestreo realizado en la superficie forestal arbolada a nivel provincial. Al ser un inventario de tipo continuo, tiene importancia la repetición de parcelas levantadas en anteriores ciclos del IFN para así poder comparar y deducir la evolución de las masas forestales. Los datos obtenidos en los trabajos de campo, llevan un proceso en gran parte informatizado que proporciona información exhaustiva en forma de tablas, mapas y bases de datos alfanuméricas y cartográficas, disponibles tanto en las publicaciones del IFN como en los ficheros descargables a través de la web institucional.</p> <p><a href="https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-forestal-nacional.html">https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-forestal-nacional.html</a></p>
	<p>Mapas globales de densidad de carbono de biomasa aérea y subterránea</p>	<p>2.2.6.1. Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos.</p>	<p>Mapas que informan de las estimaciones de la densidad de carbono de la biomasa aérea y subterránea en una amplia gama de tipos de vegetación en 2010 con incertidumbre cuantificada. Lo hacen a escala global para una resolución espacial de 300 metros y se pueden usar para dar cuenta de manera más holística de las diversas reservas de carbono de la vegetación en los análisis globales y los inventarios de gases de efecto invernadero.</p> <p><a href="https://www.nature.com/articles/s41597-020-0444-4">https://www.nature.com/articles/s41597-020-0444-4</a>  <a href="https://doi.org/10.1038/s41597-020-0444-4">https://doi.org/10.1038/s41597-020-0444-4</a></p>
<b>Productividad vegetal primaria bruta y neta</b>	<p><b>MODIS Gross Primary Production (GPP)/Net Primary Production (NPP)</b></p> <p>Los productos MODIS GPP/NPP se derivan de datos satelitales de la NASA y se generan utilizando algoritmos que combinan mediciones de la reflectancia y la temperatura de la superficie terrestre.</p> <p>Estos productos proporcionan estimaciones a escala global y a alta resolución espacial de la GPP y la NPP en intervalos de tiempo que varían</p>	<p>2.2.6.1. Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos.</p>	<p>Los productos <b>MODIS de Producción Primaria</b> están diseñados para proporcionar una medida regular precisa del crecimiento de la vegetación terrestre. La producción se determina calculando primero un valor de fotosíntesis neto diario que luego se compone en un intervalo de 8 días de observaciones durante un año. El producto es un compuesto acumulativo de valores de GPP basado en el concepto de eficiencia en el uso de la radiación que puede usarse como entrada a modelos de datos para calcular la energía terrestre, el carbono, los procesos del ciclo del agua y la biogeoquímica de la vegetación.</p> <p><a href="https://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataproduct/mod17.php">https://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataproduct/mod17.php</a></p>

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
<b>Respiración del suelo</b>	<p><b>Mapa global de la respiración anual prevista del suelo.</b></p> <p>Este conjunto de datos proporciona seis productos globales con una resolución de 1 km de la respiración anual prevista del suelo (Rs) y la incertidumbre asociada, mapas de los cuantiles inferior y superior de las distribuciones de predicción y dos mapas derivados de la respiración heterótrofa anual (Rh).</p>	2.2.6.1. Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos.	<p>Se usó un enfoque de aprendizaje automático para derivar los R predichos y los datos de incertidumbre utilizando un algoritmo de bosque de regresión de cuantiles (QRF) entrenado con observaciones de la versión 3 de la Base de datos de respiración del suelo (SRDB) global que abarca desde 1961 hasta 2011. Los dos mapas de Rh se derivaron de las R predichas con dos ecuaciones empíricas diferentes. Estos productos se produjeron para respaldar la investigación del ciclo del carbono a escala local y global, y resaltar la inmensa variabilidad espacial de la respiración del suelo.</p> <p><a href="https://daac.ornl.gov/CMS/guides/CMS_Global_Soil_Respiration.html">https://daac.ornl.gov/CMS/guides/CMS_Global_Soil_Respiration.html</a></p>
<b>Control de inundaciones</b>	<p><b>El indicador adimensional de la retención potencial de la escorrentía</b> (entre 0 y 100) proporciona datos espacialmente explícitos para identificar las áreas clave para el control de las inundaciones (es decir, cuando el indicador está por encima de un determinado umbral) y para delimitar las APS. La metodología detallada se describe en (Vallecillo et al., 2019).</p>	2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.	<p>El JRC proporciona una cartografía del potencial de los ecosistemas para regular los caudales de agua junto con la demanda socioeconómica de protección contra las crecidas de los ríos. La cartografía muestra el indicador retención potencial de la escorrentía en formato ráster, 100 m x 100 m y componentes de los servicios de los ecosistemas en formato vectorial a nivel de subcuenca.</p> <p><a href="https://data.jrc.ec.europa.eu/dataset/6b805df4-ee6e-4e42-a078-e0d6c72c40f7">https://data.jrc.ec.europa.eu/dataset/6b805df4-ee6e-4e42-a078-e0d6c72c40f7</a></p>
	<p><b>Demanda del control de inundaciones.</b></p> <p>Extensión de las superficies artificiales (en km<sup>2</sup>) situadas en llanuras aluviales (para un periodo de retorno de 500 años). La demanda da cuenta de la extensión espacial total de los activos económicos que podrían verse afectados por una inundación de 1 en 500 años, independientemente de si están protegidos por medidas de defensa o capital natural.</p>		<p>Ver ítem “tipos de ecosistemas”, “usos del suelo”.</p> <p>Se identifican diferentes activos económicos correspondientes a tierras agrícolas y terrenos artificiales. Estos activos económicos se utilizan para comunicar los valores agregados de la demanda.</p>
	<p>Como parte de la demanda, también se cuantifica la cantidad total de población que habita en la ADS para el periodo de retorno máximo (500 años).</p>		<p>Se propone el uso de los datos generados por el Instituto Nacional de Estadística acerca de demografía y población en los diferentes municipios.</p> <p><a href="https://www.ine.es/dyngs/INEbase/listaoperaciones.htm">https://www.ine.es/dyngs/INEbase/listaoperaciones.htm</a></p>

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
<b>Índice de Retención Hídrica</b>	Capacidad relativa de retención de agua en una escala de 0-10 para cada píxel.	2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.	El Centro Común de Investigación de la Comisión Europea (JRC) proporciona una cartografía del <b>Water Retention Index</b> calculada para Europa. <a href="https://data.europa.eu/data/datasets/06c3f085-c1e3-4228-949d-82a0899b8d7d?locale=en">https://data.europa.eu/data/datasets/06c3f085-c1e3-4228-949d-82a0899b8d7d?locale=en</a>
<b>Índice de Área Foliar Vegetación (Rv)</b>	Se asume que la capacidad del dosel, y por tanto la cantidad potencial de agua interceptada, está linealmente relacionada con el Índice de Área Foliar (LAI). El LAI da la cobertura de área foliar verde por unidad de superficie de suelo, y va de cero (suelo desnudo) a 10 (bosque denso). Se trata de un parámetro muy utilizado para estimar la interceptación por la vegetación (Vandecasteele et al., 2018)	2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.	Para valorar la retención de agua por la vegetación se utilizan los mapas del Índice de Área Foliar (Leaf Area Index- LAI) obtenidos del <b>Copernicus Global Land Service</b> para un periodo de tiempo determinado. Estos mapas se encuentran a escala 1 km (1999-presente) o a 300 m (2014-presente). Una vez calculada la media para cierto periodo de tiempo, los valores se estandarizan entre 0-5. El periodo de tiempo a establecer dependerá de la disponibilidad de datos. Por ejemplo, para Europa se han calculado para los años 1999-2003 (Vandecasteele et al., 2018). <a href="https://land.copernicus.eu/global/products/lai">https://land.copernicus.eu/global/products/lai</a>
<b>Porcentaje de masas de agua superficiales Masas de agua (Rwb)</b>	Este factor tiene en cuenta la capacidad de las masas de agua superficiales para almacenar agua y, por tanto, para contribuir a la capacidad global de retención de agua del paisaje. El porcentaje de superficie de las masas de agua superficiales de cada cuenca se utilizó como aproximación para estimar esta capacidad potencial.  Para valorar la retención de agua en los sistemas acuáticos, se asigna valor 5 a aquellos ecosistemas identificados como agua en el mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat que se utilice y al resto valor 0.	2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.	El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) proporciona información cartográfica sobre delimitación de masas de agua superficiales y subterráneas (líneas y polígonos), que se corresponden con las recogidas en los planes hidrológicos. <a href="https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/agua/masas-de-agua-phc-2015-2021.html">https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/agua/masas-de-agua-phc-2015-2021.html</a>

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
Capacidad de retención del agua	El potencial del suelo para retener agua viene determinado principalmente por la textura, la densidad aparente y el contenido de carbono orgánico.	2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.	<p>En el caso de la capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo se puede utilizar el mapa de capacidad máxima de almacenamiento de agua del suelo o los datos de capacidad máxima de humedad del suelo para cada uso del suelo (mm) contemplados en los <b>Planes Hidrológicos españoles</b> para calibrar el modelo SIMPA (Sistema Integrado de Modelización Precipitación Aportación) Los valores obtenidos correspondientes a la capacidad máxima de humedad del suelo para cada uso (mm) se estandarizan entre 0- 5, asignándose el correspondiente valor a cada uso del suelo o tipos de hábitat establecido en la correspondiente cartografía de vegetación.</p> <p><a href="https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/evaluacion-de-los-recursos-hidricos/evaluacion-recursos-hidricos-regimen-natural.html">https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/evaluacion-de-los-recursos-hidricos/evaluacion-recursos-hidricos-regimen-natural.html</a></p>
		2.2.1.1. Control de las tasas de erosión	<p>Asimismo, es posible emplear como fuente de información para la retención de agua del suelo la <b>cartografía Soil Water Index</b> disponible para el territorio europeo a resolución de 1 km, basada en Surface Soil Moisture (SSM) from Sentinel-1 C-band.</p> <p><a href="https://land.copernicus.eu/global/products/swi">https://land.copernicus.eu/global/products/swi</a></p>

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
<b>Contenido de carbono orgánico en suelo</b> <b>Suelo (Rs)</b>	El contenido de carbono orgánico regula el cambio climático al actuar como sumidero de carbono y también proporciona beneficios en la retención de agua y la fertilidad del suelo, además de contribuir a la biodiversidad. Esta información es clave para valorar los beneficios que los ecosistemas proporcionan a la sociedad, como la mitigación del cambio climático, la seguridad hídrica y la producción agrícola, y para tomar decisiones informadas en la gestión y conservación de los ecosistemas en un contexto de cambio climático y demanda creciente de servicios ecosistémicos.	2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.	Es posible el empleo del <b>mapa de distribución de cantidad de COS en España</b> de (Rodríguez Martín et al., 2016) u otorgarle a cada ecosistema un valor de COS obtenido a partir de la bibliografía. Se recomienda utilizar los valores proporcionados por (Rodríguez Martín et al., 2016) o (Sánchez González et al., 2018)  Si la comunidad autónoma dispone de información más precisa es aconsejable su empleo, como es el caso de Galicia, Asturias, Cantabria, País Vasco, Navarra, Aragón, Cataluña, La Rioja y Andalucía (cartografía específica del contenido de carbono en suelo (t C/ha)). Los valores obtenidos del contenido de COS se estandarizan entre 0-5.
		2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua. 2.2.1.1. Control de las tasas de erosión	A escala nacional el proyecto <b>Inventario Nacional de Erosión de Suelos</b> (INES), proporciona información de COS a 10 cm de profundidad de una red de 22.500 parcelas en una malla de 5 x 5 km en terreno forestal y agrícola. Se están realizando estudios para poder estimar el COS en 30 cm, mediante mediciones en 800 parcelas.  <a href="https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/inventario_nacional_erosion.html">https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/inventario_nacional_erosion.html</a>  También puede ser de utilidad la información sobre suelos contenida en la base de datos del proyecto <b>Land Use and Land Cover Survey (LUCAS)</b> de Eurostat.  Se suman los valores estandarizados de la capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo y del contenido de COS y se divide entre 2. (Vandecasteele et al., 2018) utiliza Total Available Water Content (TAWC) obtenido de la European Soil Database (ESDB) a 1 km de resolución para toda Europa. En este parámetro quedan incluidos la textura del suelo, la densidad aparente y la cantidad de materia orgánica y profundidad del suelo.  <a href="https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=LUCAS_-_Land_use_and_land_cover_survey">https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=LUCAS_-_Land_use_and_land_cover_survey</a>

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
<b>Permeabilidad relativa del lecho rocoso</b> <b>Lecho Rocosos (Rgw)</b>	El tipo de litología presente y su permeabilidad relativa dan una indicación a esta escala de la cantidad de agua que puede infiltrarse y percolar potencialmente hasta las reservas de aguas subterráneas.	2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.	Para valorar la retención de agua en las aguas subterráneas se recomienda el empleo del <b>mapa de permeabilidad del suelo de España</b> a escala 1:200.000); los valores se estandarizan entre 0-5. <a href="https://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/mapa.aspx?parent=../tematica/tematicossingulares.aspx&amp;Id=15&amp;mapas">https://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/mapa.aspx?parent=../tematica/tematicossingulares.aspx&amp;Id=15&amp;mapas</a> Si se dispone de datos a escalas más detalladas, se recomienda su empleo para mejora de la información base.
<b>Pendiente (Rsl)</b>	Cuanto más suave sea la pendiente, mayor será la capacidad global de retención de agua. Cuanto mayor sea la pendiente, más rápido será el flujo por tierra y menos tiempo tendrá el agua para infiltrarse.	2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.	Para valorar la pendiente se utiliza un mapa de pendientes obtenido a partir del <b>Modelo Digital del Terreno (MDT25)</b> con paso de malla de 25 m disponible en el centro de descargas del MITECO. Los valores se estandarizan entre 0-5, asumiendo una relación lineal negativa entre la pendiente y el potencial de retención de agua. <a href="https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/agua/mdt-arpsi.html">https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/agua/mdt-arpsi.html</a>
	Debido a las mayores tasas de erosión en las pendientes más pronunciadas, también se espera que los suelos sean más finos y contengan menos materia orgánica. Por el contrario, los suelos de las áreas bajas serán más gruesos, más erosionados y más adecuados para una cubierta vegetal densa.	2.2.1.1. Control de las tasas de erosión	
<b>Impermeabilidad de la superficie (RSS)</b>	La proporción de superficies impermeables afecta directamente a la capacidad de retención de agua de un paisaje. A efectos de este indicador, se ha supuesto que no habrá retención de agua en las áreas completamente impermeables/selladas, se le asigna un valor 0 a aquellos ecosistemas identificados como artificial en el mapa de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat que se utilice y al resto un valor 1.	2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.	Ver ítem "tipos de ecosistemas", "usos del suelo".

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
<b>Hidrografía</b>	Información sobre las propiedades hidrográficas como caudal, cuenca, vertiente hidrográfica, cauce o lecho, régimen fluvial, dinámica fluvial, erosión, sedimentación fluvial, tipos de valles y pendientes.	2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.	<p>El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico de España se encarga de la gestión del agua y otros recursos naturales. En su página web, se encuentra <b>información sobre la hidrografía en España</b>.</p> <p><a href="https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/agua/red-hidrografica.html">https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/agua/red-hidrografica.html</a></p> <p>Adicionalmente, se puede conseguir información directamente de las <b>Confederaciones Hidrográficas</b> encargadas de la gestión de los recursos hídricos en diferentes regiones. Cada confederación tiene su propia página web donde se encuentra información sobre ríos, embalses, cuencas hidrográficas y otros datos relevantes.</p> <p><a href="https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/funciones-estructura/organismos-publicos/confederaciones-hidrograficas.html">https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/funciones-estructura/organismos-publicos/confederaciones-hidrograficas.html</a></p>
<b>Plantas de tratamiento de agua residual.</b>	<b>Descarga media diaria de agua (m<sup>3</sup>/día)</b> Información sobre la descarga media diaria de agua proveniente de las plantas de tratamiento de aguas residuales.	2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.	<p>Cada comunidad autónoma tiene su propia agencia ambiental encargada de la gestión del agua y el medio ambiente. Estas agencias suelen proporcionar información sobre las plantas de tratamiento de agua residual en su región.</p> <p><a href="https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/enlaces/pagina_enlaces_comunidades_autonomas.html">https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/enlaces/pagina_enlaces_comunidades_autonomas.html</a></p>

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
<b>Disponibilidad de hábitat para polinizadores</b>	Disponibilidad de habitats aptos para que los polinizadores aniden y disponibilidad de recursos florales (flores portadoras de néctar) para alimentación de los polinizadores.	2.2.2.1. Polinización	<p>Los datos para cada ecosistema se obtienen de la bibliografía (Lonsdorf et al., 2009; Zúñiga et al., 2013), índice relativo, con valores entre 0-1.</p> <p>En el Apéndice polinización se proporciona una relación de valores de disponibilidad de hábitat para anidar y disponibilidad de recursos florales para los insectos polinizadores, según usos de suelo, obtenido de la bibliografía (Zúñiga et al., 2013)</p> <p>Si se dispone de mapas de vegetación, usos del suelo o tipos de hábitat a mayor escala de detalle se pueden obtener datos para usos del suelo más específicos el repositorio del JRC.</p> <p><a href="https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC87585/lb-na-26474-en-n.pdf">https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC87585/lb-na-26474-en-n.pdf</a></p>
<b>Radio de desplazamiento</b>	La distancia media de desplazamiento asociada a cada insecto polinizador		<p>El radio de desplazamiento se considera 1 cuando la celda con disponibilidad de hábitat para anidar con valor &gt; 0 se encuentra a una distancia ≤ que la distancia media de desplazamiento asociado a cada insecto polinizador.</p> <p>La distancia media de desplazamiento asociada a cada insecto polinizador se obtiene de la bibliografía.</p> <p>Algunos autores utilizan un valor de 1 km para todos los insectos polinizadores (Martínez-López et al., 2019), otros autores utilizan 700 m para la especie <i>Apis mellifera</i> (Onaindia et al., 2018; Rodríguez-Lozano et al., 2018; Castillo-Eguskita et al., 2019) y otros, a escala europea, utilizan distancias máximas de 5 km.</p>
<b>Erosión de suelos</b>	El <b>Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES)</b> en España es un proyecto del MITECO que evalúa y cuantifica la erosión del suelo en todo el país mediante tecnologías de teledetección y análisis geoespacial.	2.2.1.1. Control de las tasas de erosión	<p>Para cada una de las capas ráster/vectorial del INES se generará la cartografía ráster/vectorial nacional, integrando la cartografía ráster/vectorial provincial correspondiente. Los datos de partida se encuentran en el Sistema de Referencia Geodésico ED50 para Península y Baleares y WGS84 para Canarias, cada provincia en su huso. La integración se hará en el Sistema de Referencia ETRS89, huso 30 para Península y Baleares y huso 28 para Canarias.</p> <p><a href="https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-nacional-erosion-suelos/estado_actual.html">https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-nacional-erosion-suelos/estado_actual.html</a></p>

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
<b>Plantas de tratamiento de agua residual</b>	<b>Descarga media diaria de agua (m<sup>3</sup>/día)</b> Información sobre la descarga media diaria de agua proveniente de las plantas de tratamiento de aguas residuales.	2.2.1.3. Ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.	Cada comunidad autónoma tiene su propia agencia ambiental encargada de la gestión del agua y el medio ambiente. Estas agencias suelen proporcionar información sobre las plantas de tratamiento de agua residual en su región.  <a href="https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/enlaces/pagina_enlaces_comunidades_autonomas.html">https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/enlaces/pagina_enlaces_comunidades_autonomas.html</a>
<b>Información geológica</b>	La información geológica proporciona datos fundamentales sobre la composición y estructura del suelo, así como sobre la topografía del terreno. Estos datos son esenciales para entender cómo se desarrollan los procesos erosivos y para identificar las áreas más susceptibles a la erosión	2.2.1.1. Control de las tasas de erosión	El <b>Mapa Geológico Nacional (MAGNA)</b> , realizado entre 1972 y 2003 por el Instituto Geológico y Minero de España se distribuye en hojas 1:50.000 (1:25.000 en los casos particulares de Canarias, Ibiza-Formentera, Menorca, Ceuta y Melilla). En el Mapa Geológico se representa la naturaleza de los materiales (rocas y sedimentos) que aparecen en la superficie terrestre, su distribución espacial y las relaciones geométricas entre las diferentes unidades cartográficas.  <a href="https://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/Magna50.aspx">https://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/Magna50.aspx</a>

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
<b>Potencial para el recreo</b>	<p>El índice de naturalidad muestra el grado de influencia humana sobre los distintos ecosistemas y lo alejados que están de su vegetación potencial.</p>	<p>3.1.2.4 Características de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas</p>	<p>Los datos del <b>índice de naturalidad</b> para cada uso del suelo se obtienen de Loidi et al. (2007), otorgando valores en una escala de 1-7 (7: mayor naturalidad, 1: menor naturalidad).</p> <p>En Santos-Martín et al. (2019), los valores del índice de naturalidad otorgados a cada uso del suelo son los siguientes, 0: urbano, industrial y áreas extractivas; 1: áreas verdes urbanas; 2: áreas cultivadas; 3: mosaico agrícola, agroforestal y sistemas salinos; 4: áreas naturales con agroforestal (prados y matorrales de transición); 5: áreas de alto valor ambiental (bosques mixtos, matorrales, pastizales, marismas, etc. Dichos valores muestran una correspondencia directa con los propuestos por Loidi et al. (2007), por lo que la utilización de uno u otro dependerá de la información de usos del suelo disponible.</p> <p>Una vez disponible, se asigna el valor del índice de naturalidad a los correspondientes usos de la cartografía base.</p>
	<p>Presencia de áreas protegidas</p>	<p>3.1.1.1 Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas</p>	<p><b>Mapa de Espacios Naturales Protegidos</b> a escala 1:50.000 disponible en el banco de datos de la naturaleza del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.</p> <p><a href="https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/enp.html">https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/enp.html</a></p> <p>Mapa de <b>Red Natura 2000</b> (LIC + ZEPA) a escala 1:50.000 disponible en el banco de datos de la naturaleza del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.</p> <p><a href="https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/red_natura_2000_inf_disp.html">https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/red_natura_2000_inf_disp.html</a></p> <p><b>Mapas de Áreas Protegidas por instrumentos internacionales</b> (Convenio para la protección del medio marino del Atlántico del Nordeste (Convenio OSPAR), Humedales Ramsar, Reservas de la Biosfera (MaB) y Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM) a escala 1:50.000 disponible en el banco de datos de la naturaleza del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.</p> <p><a href="https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/espacios-protegidos-por-instrumentos-internacionales/en_ap_ospar.html">https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/espacios-protegidos-por-instrumentos-internacionales/en_ap_ospar.html</a></p>

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
<b>Presencia de masas de agua superficiales</b>	Identificación de playas	3.1.1.1 Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas	Cartografía digital de la <b>Guía de playas de España</b> a escala 1:25.000 disponible en el centro de descargas del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. <a href="https://datos.gob.es/es/catalogo/e0dat0002-servicio-wms-web-map-service-guia-de-playas-de-espana">https://datos.gob.es/es/catalogo/e0dat0002-servicio-wms-web-map-service-guia-de-playas-de-espana</a>
<b>Patrimonio geológico de interés turístico</b>	Este indicador se refiere a las formaciones geológicas y paisajes de gran valor y atractivo para el turismo y la recreación. Estas áreas presentan características geológicas únicas, como acantilados, cuevas, fósiles, montañas y volcanes, que resultan atractivas para los visitantes interesados en aprender y disfrutar de la geología y la naturaleza.	3.1.1.1 Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas	<b>Cartografía de los geoparques</b> en España <a href="https://geoparques.eu/">https://geoparques.eu/</a>  Los <b>Lugares de Interés Geológico</b> (LIG) son proporcionados por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) a partir del Inventario de Lugares de Interés Geológico. Solo se valorarán aquellos LIG que posean un valor turístico o recreativo alto. La consideración del rango alto del valor turístico o recreativo se deberá adaptar a cada caso. <a href="http://info.igme.es/ielig/">http://info.igme.es/ielig/</a> <a href="https://info.igme.es/catalogo/resource.aspx?portal=1&amp;catalog=3&amp;ctt=1&amp;lang=spa&amp;dlang=eng&amp;llt=dropdown&amp;master=infoigme&amp;shdt=false&amp;shfo=false&amp;resource=41">https://info.igme.es/catalogo/resource.aspx?portal=1&amp;catalog=3&amp;ctt=1&amp;lang=spa&amp;dlang=eng&amp;llt=dropdown&amp;master=infoigme&amp;shdt=false&amp;shfo=false&amp;resource=41</a>
<b>Presencia de infraestructuras artificiales</b>	Este indicador se enfoca en identificar y cartografiar infraestructuras humanas como carreteras, urbanizaciones y aeropuertos, que puedan afectar la disponibilidad y accesibilidad de áreas naturales para actividades recreativas. Evalúa la extensión y densidad de estas infraestructuras en un área, ya que su presencia puede reducir la cantidad y calidad de espacios naturales para el disfrute de la población.	3.1.1.1 Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas	Para valorar la presencia de <b>infraestructuras artificiales</b> (áreas recreativas, parques ecológicos, parques provinciales, observatorios de aves, centros de interpretación, centros BTT, estaciones de esquí, etc.) y recursos naturales (cuevas, zonas de escalada, puntos de interés ornitológico, etc.), Bienes de Interés Cultural, hitos paisajísticos y puntos de observación de aves se utiliza, cuando se encuentre disponible, la localización espacial (coordenadas geográficas) de dichas infraestructuras. <a href="https://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp">https://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp</a>

VARIABLE / INDICADOR	DESCRIPCIÓN	SERVICIO DE LOS ECOSISTEMAS	FUENTE
<b>Capacidad para el recreo</b>	<b>Accesibilidad.</b> Este indicador se refiere a la facilidad con la que las personas pueden acceder y disfrutar de áreas naturales para actividades de recreación, como senderismo, observación de la naturaleza, acampar, entre otras. Este indicador tiene en cuenta factores como la proximidad de las áreas naturales a centros urbanos o poblaciones, la existencia de senderos o infraestructuras que faciliten el acceso, y las restricciones o permisos necesarios para ingresar a dichas áreas. Una alta accesibilidad se traduce en una mayor capacidad para que las personas disfruten de los beneficios recreativos que ofrecen los ecosistemas	3.1.1.1 Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas	Para valorar la accesibilidad se utiliza el <b>mapa de carreteras</b> obtenido a partir la Base topográfica nacional a escala 1:25.000 (BTN25) y la cartografía de senderos (vías verdes, Gran Recorrido (GR), Pequeño Recorrido (PR), rutas BTT/MTB, Camino de Santiago, Camino del Cid, etc.) disponible en el centro de descargas del Centro Nacional de Información Geográfica del Ministerio de Fomento.  <a href="http://atlasnacional.ign.es/wane/Sistemas_de_transportes_y_comunicaciones">http://atlasnacional.ign.es/wane/Sistemas_de_transportes_y_comunicaciones</a>
	Influencia de elementos negativos. Los elementos negativos disminuyen la calidad estética del entorno y pueden impactar negativamente el turismo basado en la valoración estética del paisaje, afectando el desarrollo económico local y la conservación de espacios naturales.	3.1.2.4 Características de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas	Para identificar las zonas de influencia de elementos negativos se crea un buffer alrededor de los parques eólicos, canteras activas, vertederos, carreteras y ferrocarril identificados utilizando la Base topográfica nacional a escala 1:25.000 (BTN25) disponible en el centro de descargas del Centro Nacional de Información Geográfica del Ministerio de Fomento. La consideración del tamaño del buffer se deberá adaptar a cada caso.  <a href="https://www.ign.es/web/ign/portal/cbg-area-cartografia">https://www.ign.es/web/ign/portal/cbg-area-cartografia</a>
<b>Tasas de visitas en los paisajes</b>	Este indicador mide la frecuencia de personas que visitan áreas naturales y paisajes escénicos para actividades recreativas. Este indicador permite comprender la popularidad de los lugares de interés turístico y evaluar la presión humana en los ecosistemas.	3.1.1.1 Características naturales y abióticas de la naturaleza que permiten interacciones físicas y experienciales activas o pasivas	<b>Número de viajes y pernoctaciones</b> por viajes/pernoctaciones, periodo, formas de turismo y categoría de visitantes. Información preparada por el Instituto Nacional de Estadística.  <a href="https://www.ine.es/jaxiT3/Tabla.htm?t=2074&amp;L=0">https://www.ine.es/jaxiT3/Tabla.htm?t=2074&amp;L=0</a>

## Anexo V. Recomendaciones sobre metodologías para la evaluación de servicios de los ecosistemas todavía no abarcados en la guía

Se resumen algunos trabajos que pueden ser de utilidad como aproximación a la valoración y representación cartográfica de un grupo de servicios de los ecosistemas para los que no se han identificado indicadores o metodologías suficientemente desarrolladas.

### Materias primas de origen geótico

La **extracción de materias primas de origen geótico** (metales y minerales no metálicos para consumo) se ha incrementado de forma global en las últimas décadas. Según la Comisión Europea (2011), la productividad del recurso se puede estimar como el PIB/DMC<sup>37</sup> (€/Tn), aunque con ciertas limitaciones ya que, como indicador, la cantidad de algunos recursos no está solo correlacionada con su valor económico, su escasez o su impacto sobre el medio ambiente, sino con las productividades económicas supranacionales. Asimismo, se deberían considerar otros indicadores relativos a la eficiencia de los recursos, que cubren diferentes usos, recursos, impactos económicos y ambientales, como por ejemplo el consumo de materias primas (Raw Material Consumption, RMC). Los Indicadores de eficiencia de recursos tienen en cuenta toda la cadena de suministro, incluidos los flujos indirectos asociados con el procesado de productos y los flujos comerciales (Behrens et al, 2015).

[37] Domestic Material Consumption (Consumo interno de materiales)

### Energía renovable

Las **fuentes de energía renovable** se muestran actualmente como la alternativa sostenible a las empleadas de forma tradicional (centrales de energía térmica o nuclear). Entre ellas, la energía solar concentrada (CSP), la energía hidroeléctrica, la energía eólica y las plantas de energía geotérmica se suelen utilizar para la generación de electricidad, mientras que la biomasa y la energía doméstica geotérmica y solar se tienden a emplear como fuentes de suministro de calor para calefacciones (Dombi et al., 2014). Para su valoración, la energía renovable debería considerarse desde una perspectiva global que respete los criterios de sostenibilidad, es decir, la huella de carbono, la huella hídrica, la huella de la tierra y el coste de la producción energética, que representan la eficiencia ambiental, la eficiencia en el uso del agua, la eficiencia en el uso del suelo y la eficiencia económica, respectivamente (Hadian & Madani, 2015). En particular, debiera además contemplar el impacto sobre la biodiversidad relacionados con la alteración y destrucción de hábitat y afecciones directas e indirectas sobre la flora y fauna silvestres.

## Acervo genético

La variedad genética, junto con la variedad específica y ecosistémica, forma parte del conjunto de la biodiversidad. En España, la información relacionada con el total de la **diversidad genética** está muy disgregada y suele centrarse en un grupo filogenético definido o en una zona, comarca o región determinada. Respecto a los usos tradicionales de razas y especies autóctonas ganaderas, no solo deben ser preservados por su especial importancia en cuanto a su sostenibilidad (Herrera et al., 2014), sino que, además, suponen una garantía de conservación del acervo genético del país. Para su estudio, se dispone del *Catálogo Oficial de Razas de Ganado de España* recogido en el Anexo I del *Real Decreto 45/2019*, que contiene la relación oficial y la clasificación de todas las razas ganaderas reconocidas y utilizadas en España por su interés económico, zootécnico, productivo, cultural, medioambiental o social, destinadas a ser objeto de un programa de cría. En referencia al conocimiento de las regiones de procedencia de especies forestales españolas, Martínez et al. (2016) han diseñado un visor que permite identificar geográficamente la procedencia del acervo genético forestal de mayor relevancia en España. Igualmente, los agroecosistemas constituyen una fuente de diversidad genética, pero, en este caso, para su valoración se suelen utilizar indicadores económicos como la relación coste/beneficio en distintas formas o los métodos de estimaciones de costes y beneficios asociados a la producción de ecoservicios (Velasco & Aznar, 2016). Con el fin de considerar el acervo genético asociado a la agricultura (biodiversidad agrícola), la *Ley 30/2006* regula, en su Título IV, los recursos fitogenéticos e insta a la elaboración del Inventario Español de los Conocimientos Tradicionales relativos a la Biodiversidad Agrícola (IECTBA), actualmente disponible en la web del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (Tardío et al., 2018).

## Medicinas naturales y principios activos

Por otro lado, según la FAO, en España hay más de 500 especies silvestres de plantas vasculares que son utilizadas en alimentación, a las que se suman otras 1200 especies utilizadas como **plantas medicinales**, lo que representa algo más del 20% de la flora española (MAGRAMA, 2015). Entre otros, destacan los estudios etnobotánicos de Benítez et al. (2010, 2017), Morales et al. (2011) o Alarcón et al. (2015).

## Control biológico

En cuanto a los servicios de **regulación de control biológico**, Maes et al. (2018) proponen indicadores para cuantificar los daños producidos por insectos, enfermedades y parásitos, así como la presencia de especies alóctonas invasoras en un territorio. Sin embargo, estos indicadores se refieren al impacto producido y no al resultado del control biológico en sí mismo. En España, el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación ha elaborado una serie de guías metodológicas de Gestión Integrada de Plagas (GIPs), organizadas por grupos de cultivos, que tienen como finalidad servir de orientación a agricultores y asesores para conseguir implantar los principios de gestión integrada

de plagas en toda la producción agrícola nacional. Para algunos tipos de cultivos, entre los que se encuentran viñedos, olivares, frutales y cítricos, las guías de GIPs muestran alternativas biológicas de control a los medios químicos, especificándose las especies que llevan a cabo de forma natural el control biológico de las plagas más comunes en España. En el caso de las plagas asociadas a cultivos herbáceos (cereales) no se han detectado organismos que garanticen una buena eficacia de control biológico (MAPA, 2019).

## Conocimiento científico

Los servicios culturales relacionados con el **conocimiento científico** y el conocimiento ecológico local pueden valorarse a partir del estudio de recopilación de información en cada materia. Numerosas iniciativas de participación científica reúnen las condiciones para considerar los ecosistemas como espacios de conocimiento científico. Entre ellas, destaca la creación del Nodo Español de la *Global Biodiversity Information Facility*, perteneciente al CSIC y cuyo objetivo es poner a disposición de la ciudadanía toda la información sobre biodiversidad actualizada, estandarizada y validada científicamente, procedente de proyectos e instituciones españolas (GBIF, 2019). El uso creciente de las bases de datos de la GBIF presente en la literatura científica indica que se trata de una fuente original de información científica actualmente puntera y en creciente expansión (Ariño et al., 2018). Asimismo, la información aportada por los programas de seguimiento implementados en Espacios Naturales Protegidos puede ser empleada como fuente de conocimiento científico. Por ejemplo, la Red de Parques Nacionales es actualmente considerada como un escenario natural para realizar actividades de investigación y seguimiento (Bonache et al., 2016).

## Conocimiento ecológico local

Por otro lado, el mantenimiento del **conocimiento ecológico local** supone un servicio relevante en cuanto a la preservación del patrimonio cultural en distintas regiones de España, tal y como muestran los trabajos de Iniesta-Arandia et al. (2015) y Castillo Ruiz y Martínez Yáñez (2015). El modelo territorial que ofrece la Infraestructura Verde impulsa el desarrollo de actividades encaminadas a recuperar el conocimiento ecológico local, con la implantación de agrosistemas sostenibles tanto en los ámbitos urbanos y periurbanos como en el entorno rural. Entre las iniciativas a destacar cabe citar el *Inventario Español de los Conocimientos Tradicionales relativos a la Biodiversidad* (IECTB) promovido por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, se centra en los conocimientos tradicionales relacionados con la biodiversidad silvestre de España – flora, fauna y ecosistemas– así como componentes de la geodiversidad, íntimamente ligados con la diversidad biológica. El inventario recoge conocimientos tradicionales previamente publicados identificados a partir de técnicas directas de recogida de datos (entrevistas in situ a informantes locales y observación de participantes (fuentes primarias). Asimismo, el proyecto CONECT-e, una plataforma interactiva de recogida y transmisión de conocimientos tradicionales relativos a plantas, animales, hongos,

variedades tradicionales de cultivos o ecosistemas, que promueve la conservación y la difusión del conocimiento ecológico tradicional (CONNECT-e, 2019). El establecimiento de este tipo de actividades consideradas como reservorios de patrimonio biocultural (MAGRAMA, 2014), así como el estudio de datos recopilados por proyectos como CONNECT-e podrían servir como indicadores del servicio ecosistémico cultural de conocimiento ecológico local.

## Anexo VI. Caso práctico de implementación de la metodología para la valoración de la conectividad para especies de ámbito agrario

En este anexo se desarrolla y presentan los resultados de un análisis de conectividad en ecosistemas agrarios, aplicando la secuencia metodológica que se describe en el capítulo 4.2 Identificación de áreas prioritarias para la conectividad en ecosistemas agrarios, a fin de demostrar su aplicabilidad a escala de España peninsular.

Los pasos del procedimiento general descrito en el epígrafe 4.2.1.3 incluyen:

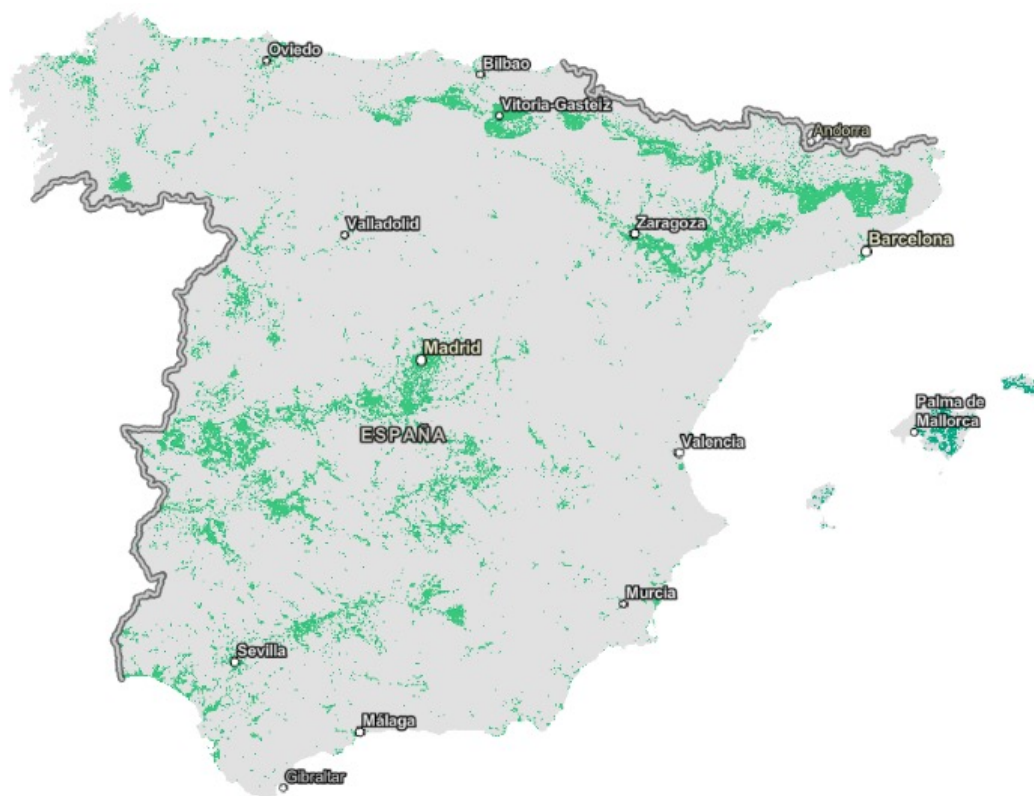
1. **Identificación de las áreas núcleo** basadas en la favorabilidad cartografiada en el trabajo de Olivero y Martín (2021).
2. **Cálculo del atributo de cada área núcleo**, en función de su superficie, ponderada por la densidad de elementos del paisaje en cada una obtenida a partir de los datos LUCAS de la campaña de 2022.
3. **Creación de una capa de resistencias**, al movimiento de las especies ligadas al ámbito agrario, a partir de las cartografías de favorabilidad y *Small Woody Features*, ambas de cobertura geográfica continua en España.
4. **Cálculo de caminos de coste mínimo** entre áreas núcleo y obtención del coste acumulado de cada uno.
5. **Cálculo de los valores de dPC** de áreas núcleo y enlaces entre éstas, los cuales facilitan una estimación de la importancia relativa de cada área y enlace en la conectividad y hábitat disponible para las distintas especies ligadas al ámbito agrario.
6. **Localización de los enlaces y áreas núcleo prioritarias** en el escenario de conservación, así como de los enlaces en el escenario de restauración.

### VI.1 Identificación de áreas núcleo

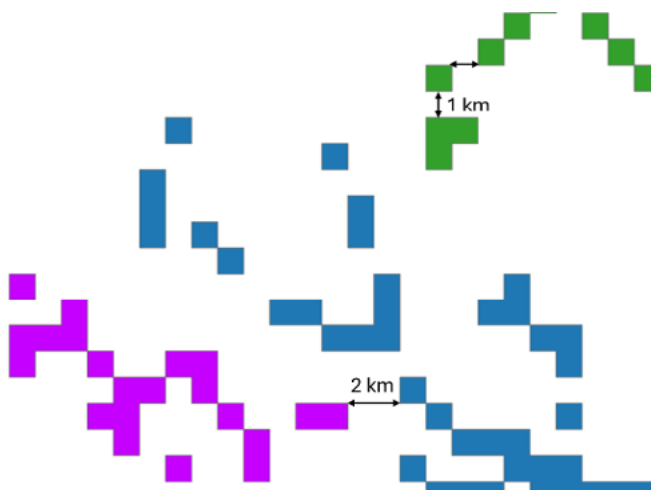
Aplicado un valor de corte de favorabilidad en 0,8 en la cartografía de resolución 1x1 km (Olivero y Martín, 2021) se obtuvieron un total de 42.739 celdas de 1 km<sup>2</sup>, incluyendo Baleares y Canarias (Figura VI.1). Estas **áreas de alta favorabilidad** se convirtieron al formato vectorial y se agregaron polígonos localizados a menos de 1.500m entre sí, de forma que, si dos celdas estaban separadas por solo una, incluyendo las cuatro de las diagonales, fueran consideradas como partes del mismo polígono (Figura VI.2). Tras

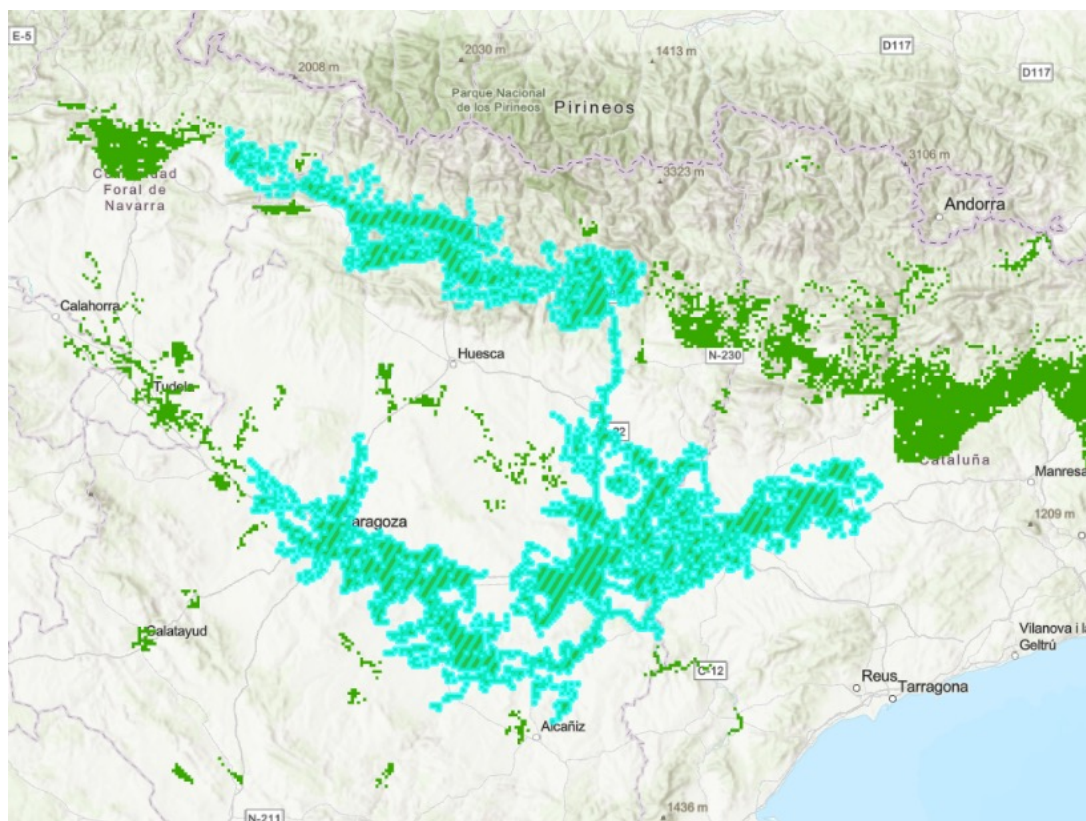
esta agregación se descartaron los polígonos de menos de 1.000 ha, reteniendo de esta forma como **áreas núcleo para el análisis de conectividad** los conjuntos espacialmente continuos o relativamente agregados de 10 o más celdas. Esto dio lugar a un total de 265 áreas núcleo en España peninsular, que suman 3.517.900 ha, siendo el área núcleo de mayor superficie de 532.600 ha (Figura VI.3).

**Figura VI.1.** Distribución de las celdas de alta favorabilidad (>0,8) para especies ligadas al ámbito agrario. Fuente: Olivero y Martín (2021).



**Figura VI.2.** Ejemplo de agregación de celdas para la conformación de las áreas núcleo. Cada área núcleo se representa en un color distinto. Nótese que celdas separadas por solo una (1 km) se incluyen en la misma área núcleo, mientras que si hay más de una celda entre ellas (2 km en el ejemplo señalado) se incluyen en áreas núcleo diferentes.





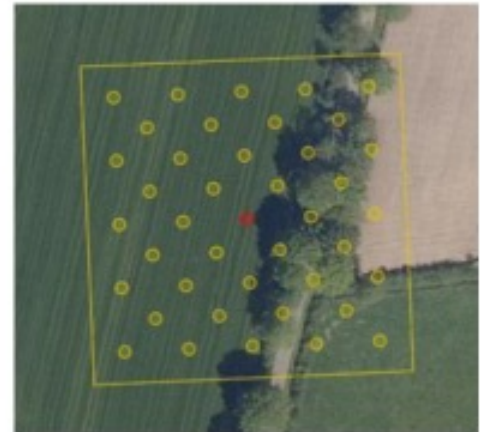
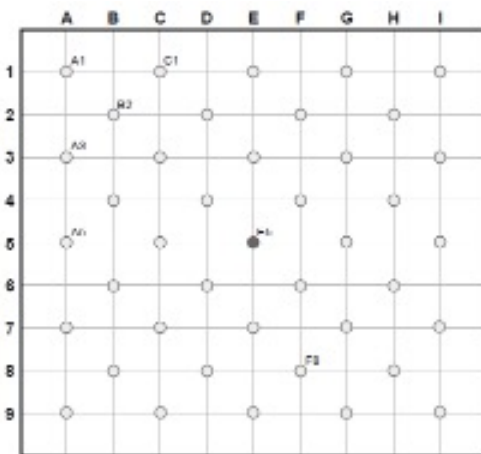
**Figura VI.3.** Detalle de localización del área núcleo de mayor superficie (532.600 ha), señalada en azul.

## VI.2 Cálculo del atributo de cada área núcleo

Como atributo para el análisis de conectividad basado en la modelización del paisaje mediante un grafo se tomó la superficie de cada área núcleo ( $n=265$ ). La **integración de los datos LUCAS** en este análisis se realizó en este paso, calculando la densidad de elementos de paisaje en cada área núcleo. Para ello, se identificaron los puntos LUCAS localizados dentro de las áreas núcleo, 1.240 en total. Para cada uno de estos puntos se sumaron los elementos de paisaje identificados en la parcela de muestreo correspondiente, considerando en la base de datos los códigos de las siguientes categorías:

- **Vegetación herbácea permanente (código: G):** pastos y hierbas permanentes que no se utilizan directamente para pastoreo ni para la producción de forraje.
- **Vegetación herbácea estacional (código: T):** franjas estrechas de cultivos no productivos o vegetación de barbecho rica en flores, sembradas por los agricultores para favorecer la biodiversidad.
- **Zanjas y arroyos (código: D):** pequeños cursos de agua en el contexto agrícola.
- **Lagunas y pequeños humedales (código: P):** pequeñas acumulaciones de agua estancada formadas de manera natural o artificial.
- **Elementos culturales (código: C):** elementos locales del patrimonio cultural que proporcionan servicios ecosistémicos.

**Figura VI.4.** Ejemplo de punto de muestreo LUCAS, indicando la posición de las 41 coordenadas en las que se evalúa la presencia de elementos de paisaje en cada punto. Fuente: Estimation of the share of Landscape Features in agricultural land based on the LUCAS 2022 survey (2024) **38**.



**[38]** European Commission: Joint Research Centre, d'Andrimont, R., Czúcz, B., De Marchi, D., Gallego, J. et al. (2024) *Estimation of the share of Landscape Features in agricultural land based on the LUCAS 2022 survey*, Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/5923183>

Considerando los requerimientos más habituales de las especies ligadas al ámbito agrario, no se consideró que la existencia de elementos de paisaje de vegetación leñosa (código W: árboles aislados o en hileras, setos, vegetación leñosa de ribera, o cualquier tipo de vegetación leñosa semi-natural en un contexto agrícola) supusiera una mejora significativa del hábitat de estas especies, por lo que fueron descartados en el cálculo de la densidad de elementos de paisaje. Igual consideración se tomó en el caso de los muros de piedra o tierra, mojones y terrazas (código S). Dado que en la base de datos de los puntos muestrales LUCAS el conteo de elementos de paisaje se realiza en dos campos distintos para cada coordenada del muestreo (n=41 coordenadas por punto muestral; un campo indica si se ha identificado un elemento mediante fotointerpretación y el otro si en campo igualmente se ha hecho esta identificación), para facilitar el conteo global de cada punto muestral se sumaron los datos de los dos campos para cada una de las 41 coordenadas y se dividió entre 2 el resultado, asumiendo que en la mayoría de los casos los elementos se identifican igualmente de ambas formas. Una vez hechos los conteos por punto muestral, se calculó el valor medio en cada área núcleo. Del total de 1.131 puntos muestrales localizados dentro de las áreas núcleo (de 1.000 ha o más), se identificó al menos un elemento de paisaje en 461, siendo 14 el valor máximo de elementos de paisaje identificados en estos puntos muestrales. Los puntos muestrales se localizaron en 129 áreas núcleo diferentes (del total de 265), de las cuales solo 71 presentaron al menos un elemento de paisaje. Los valores medios de elementos de paisaje en cada área núcleo variaron entre 0 (n=58) y 8. De esta forma, se adoptó como factor de ponderación, mayorativo, de la superficie total del área núcleo:

**Ecuación 5**

$$1 + \left( \frac{mEP}{10} \right)$$

siendo mEP el valor medio de elementos de paisaje de los puntos LUCAS en el área núcleo en cuestión. Así, el factor de ponderación varía entre 1 en el caso de no existir ningún elemento de paisaje (o ningún punto muestral LUCAS), y 1,8 en el caso del máximo valor de mEP encontrado.

## VI.3. Creación de una capa de resistencias

Para la creación de la capa de resistencias se optó por uno de los métodos más habituales, consistente en obtener esta a partir de un **modelo de calidad de hábitat**. Para ello, en este caso resulta inmediata la aplicación de la capa de favorabilidad, que puede entenderse como un modelo de hábitat en sí misma. Además, se consideró la utilización de otra capa disponible para todo el territorio analizado, relativa a la **densidad de elementos de paisaje en las áreas agrícolas**. Esta capa fue *Small Woody Features* (SWF), en su versión ráster de resolución 100 m (2018), la cual se descarga del *Copernicus Land Monitoring Service* para toda la UE y países asociados<sup>39</sup>. SWF proporciona valores de densidad de elementos de paisaje con valores entre 0 y 100. El preprocesado de la capa consistió en el cambio de sistema de referencia a ETRS89-30N y la agregación de píxeles a 1 km, para coincidir en resolución con la capa de favorabilidad, mediante el valor medio.

[39] <https://land.copernicus.eu/en/products/high-resolution-layer-small-woody-features/small-woody-features-2018#download>

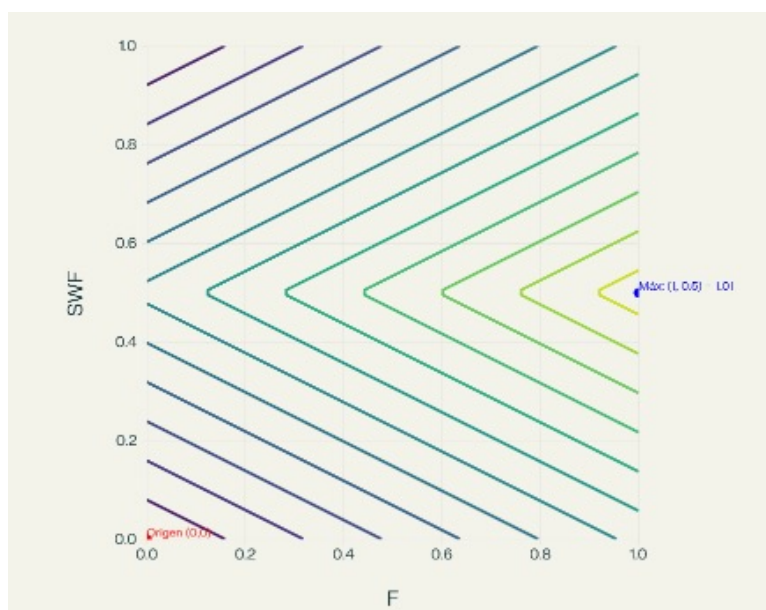
Para combinar las capas de favorabilidad (F) y densidad de elementos de paisaje (SWF), primero se dividió SWF entre 100, de forma que ambas capas tuvieran valores en el rango 0-1. Posteriormente, se combinaron los valores de F y SWF en todos los píxeles del área de estudio. Dado que en este caso la capa SWF incluye elementos leñosos, se asumió que la calidad de hábitat es mayor en un nivel intermedio de densidad de elementos de paisaje (SWF = 0,5), siendo esta calidad menor tanto al aumentar como al disminuir los valores de densidad respecto este máximo. En el caso de F, se asumió una relación proporcional entre esta y la calidad de hábitat. Así, la combinación se realizó mediante una función por tramos, dando lugar a que se denominó Calidad Total (CT):

$$\text{Si } SWF < 0.5: CT = F + 2 * SWF$$

$$\text{Si } SWF \geq 0.5: CT = F - 2 * SWF + 2$$

Ecuación 6

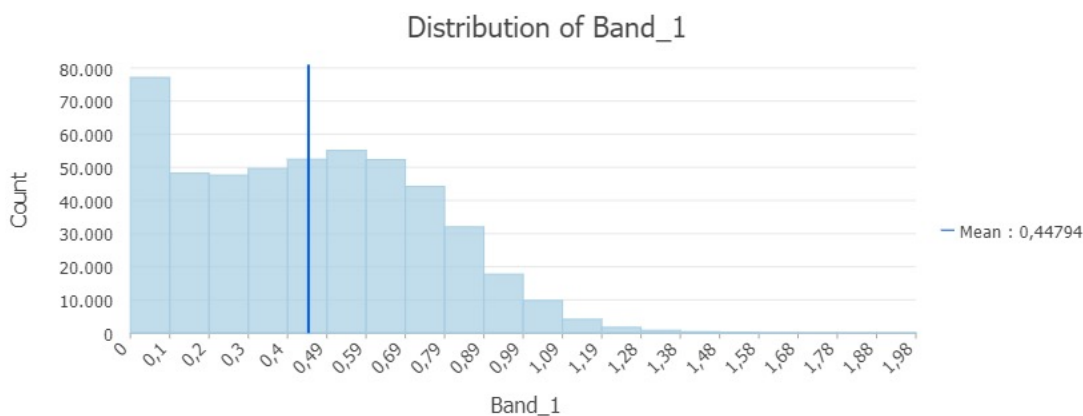
En la figura VI.5 se muestran curvas de nivel de CT obtenidas mediante esta función.



**Figura VI.5.** Gráfico de curvas de nivel de calidad de hábitat según la función por tramos (ver texto) para valores de favorabilidad (F) y densidad de elementos de paisaje (SWF). Amarillo indica la mayor calidad y azul oscuro la menor.

Los valores de CT varían teóricamente entre 0 y 2. Tras la aplicación de la función, se observó que los valores mayores de 1 son relativamente muy escasos, como puede apreciarse en el histograma de la figura VI.6, siendo el percentil 97 el valor de CT 1,002. Para reescalar los valores de CT al rango 0-1, rango habitual de los valores de calidad de hábitat, se adoptó el criterio de asignar el valor de calidad máxima, valor 1, a todos los píxeles con valor mayor que 1 tras la aplicación de la función por tramos.

**Figura VI.6.** Histograma de los valores de calidad de hábitat en España peninsular aplicando la función por tramos de F y SWF.



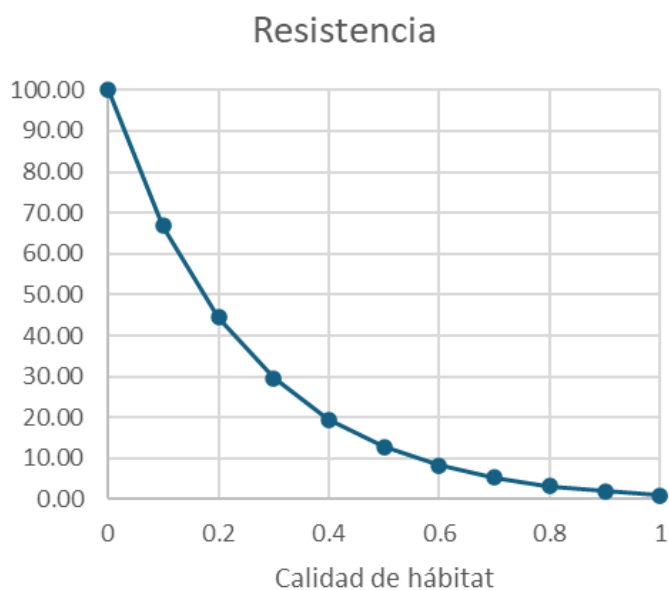
Una vez obtenida la capa final de calidad de hábitat (CT), se procedió a su transformación en capa de resistencias. Para transformar los valores de calidad de hábitat se utilizó una curva basada en la función exponencial negativa (Trainor et al., 2013; Keeley et al., 2016), comúnmente utilizada para este fin (Zeller et al., 2012):

**Ecuación 7**

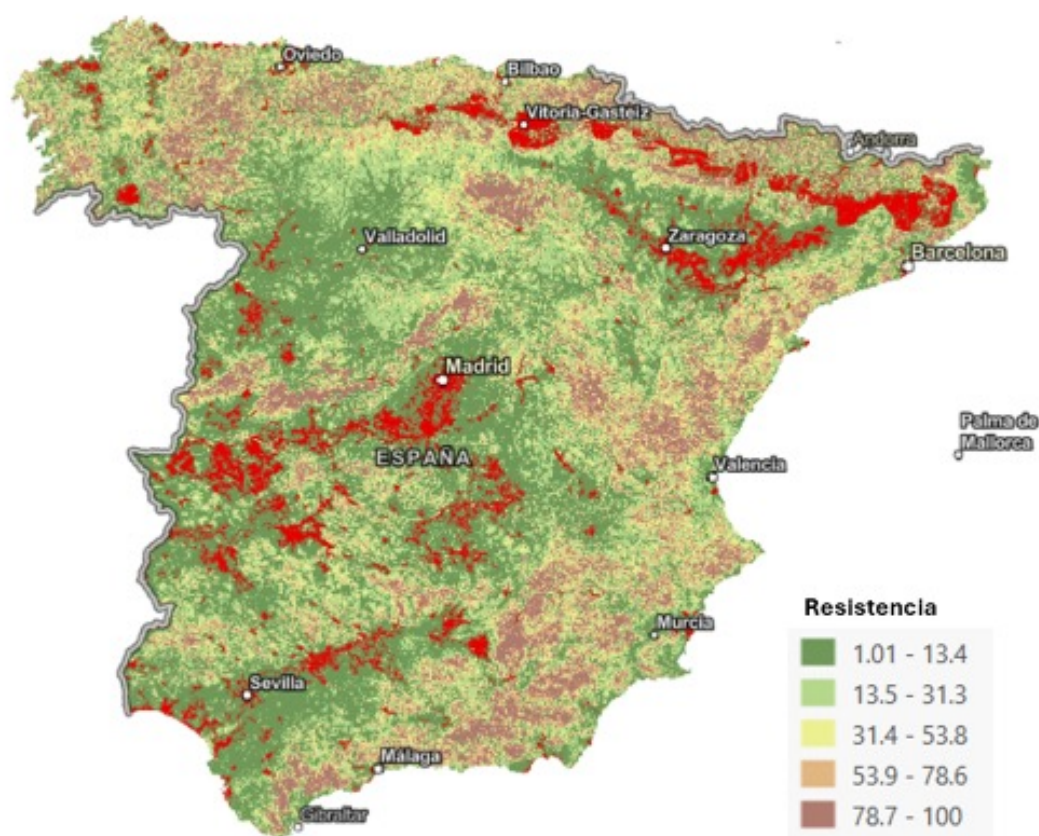
$$f = 100 - 99 \left( \frac{1 - \exp(-ch)}{1 - \exp(-c)} \right)$$

siendo c el parámetro que identifica la curva en concreto, y h la calidad de hábitat.

Estas curvas asumen un cambio gradual en los valores de resistencia con la calidad cuando los valores de calidad son relativamente altos (mayores de 0,5), a la vez que un incremento marcado cuando la calidad disminuye por debajo de valores intermedios. Cuando c vale 0,25 la curva se aproxima a un modelo lineal, mientras que al ir incrementándose el valor de c la curva se aproxima a una función exponencial negativa de h, haciéndose cada vez más pronunciada. La curva adoptada en este caso puede



**Figura VI.7.** Curva de transformación de calidad de hábitat, reescalada en el intervalo 0-1, en resistencia, correspondiente al valor del parámetro  $c=4$ .



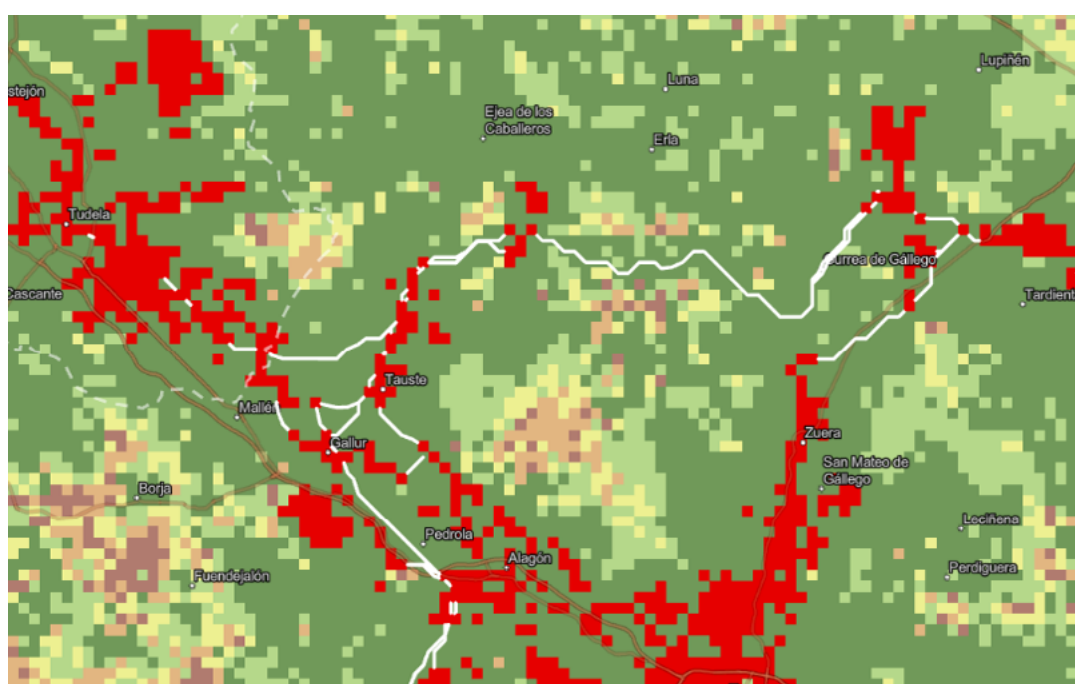
**Figura VI.8.** Mapa de resistencias para especies ligadas al ámbito agrario. Se muestran en rojo las áreas núcleo.

## VI.4 Cálculo de caminos de mínimo coste

Una vez obtenidas las áreas núcleo y la capa de resistencias se calcularon los caminos de coste mínimo entre áreas núcleo próximas. En la identificación de las áreas próximas se tuvo en cuenta el coste acumulado entre ellas, obtenido a partir de la capa de resistencias.

El **coste acumulado**, o **distancia ponderada por la resistencia o fricción**, puede calcularse para cualquier camino entre dos puntos cualesquiera del área de estudio sumando los valores de fricción a lo largo del mismo. El camino de menor coste es el único camino asociado con la mínima distancia ponderada por fricción entre un origen y un destino (Adersen et al. 2003). Para el hábitat de mayor calidad posible (es decir,  $h = 1$ ), la distancia ponderada por fricción es equivalente a la distancia euclídea, y el coste del movimiento se minimiza. Este enfoque no implica, especialmente en el caso de las aves, asumir que los individuos necesariamente se desplazarán por los caminos de menor coste, sino que proporciona una métrica cuantitativa que describe el coste-distancia relativo entre áreas núcleo, facilitando los análisis de conectividad y disponibilidad de hábitat. Los valores de coste acumulado de los caminos de coste mínimo se obtuvieron utilizando el programa ArcGIS Pro 2.8.

**Figura VI.9.** Detalle mostrando un ejemplo de caminos de coste mínimo (líneas blancas) sobre la capa de resistencias (marrón más resistencia, verde oscuro menor); en rojo las áreas núcleo.



## VI.5 Cálculo de los valores de dPC

El cálculo de los valores de dPC se llevó a cabo con el programa **Conefor**. Los dos archivos input necesarios se prepararon con ArcGIS Pro. A partir de las capas de áreas núcleo y caminos de coste mínimo se obtuvieron respectivamente los archivos de nodos y distancias, este último considerando las medidas mediante el coste acumulado.

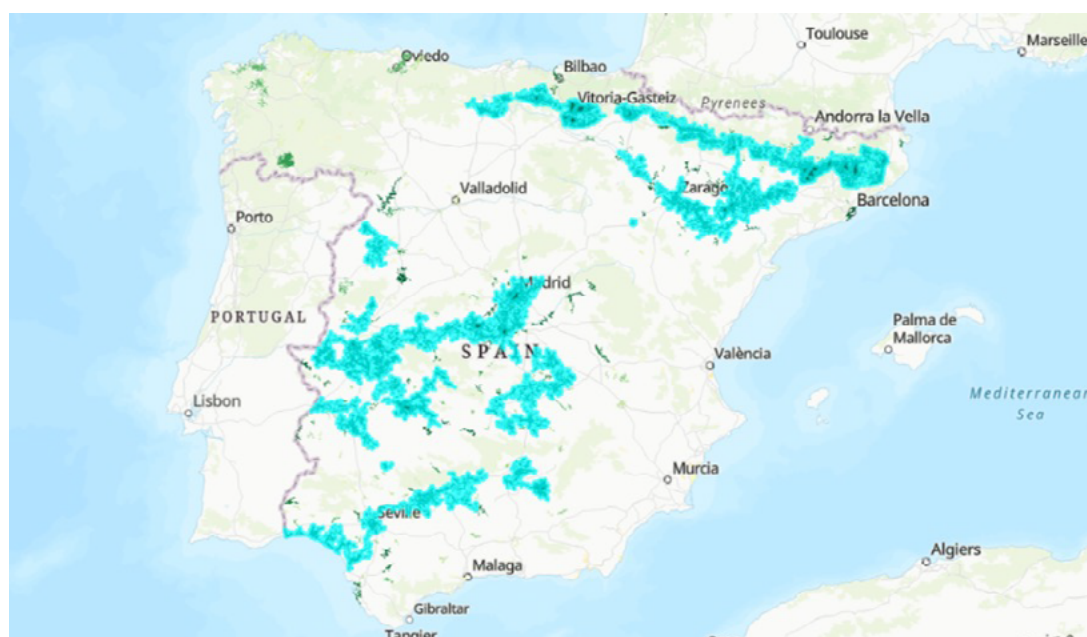
Las distancias medianas de dispersión consideradas en análisis de conectividad a escala peninsular suelen estar en el rango 1-30 km, tomados en distancia euclídea. En este caso se optó por un valor intermedio, 10 km, representativo de las capacidades de dispersión de la mayoría de las especies ligadas al ámbito agrario, principalmente aves. Para la conversión de esta distancia euclídea en distancia ponderada por el coste, se calculó para cada píxel de España peninsular situado fuera de las áreas núcleo el

ratio distancia de coste acumulado/distancia euclídea, medidas ambas con respecto al área núcleo más próxima. Como factor de conversión se tomó el ratio medio en España peninsular, que resultó ser 12,84. Se obtuvieron los valores de dPC de los enlaces entre áreas núcleo, en los escenarios de conservación (*link removal*) y restauración (*link improvement*), así como de las áreas núcleo (sólo escenario conservación).

## VI.6 Áreas prioritarias

Para la identificación de las áreas prioritarias, áreas núcleo y enlaces, se adoptó el percentil 90 de dPC como valor de corte en cada caso. Los resultados se muestran en las siguientes figuras.

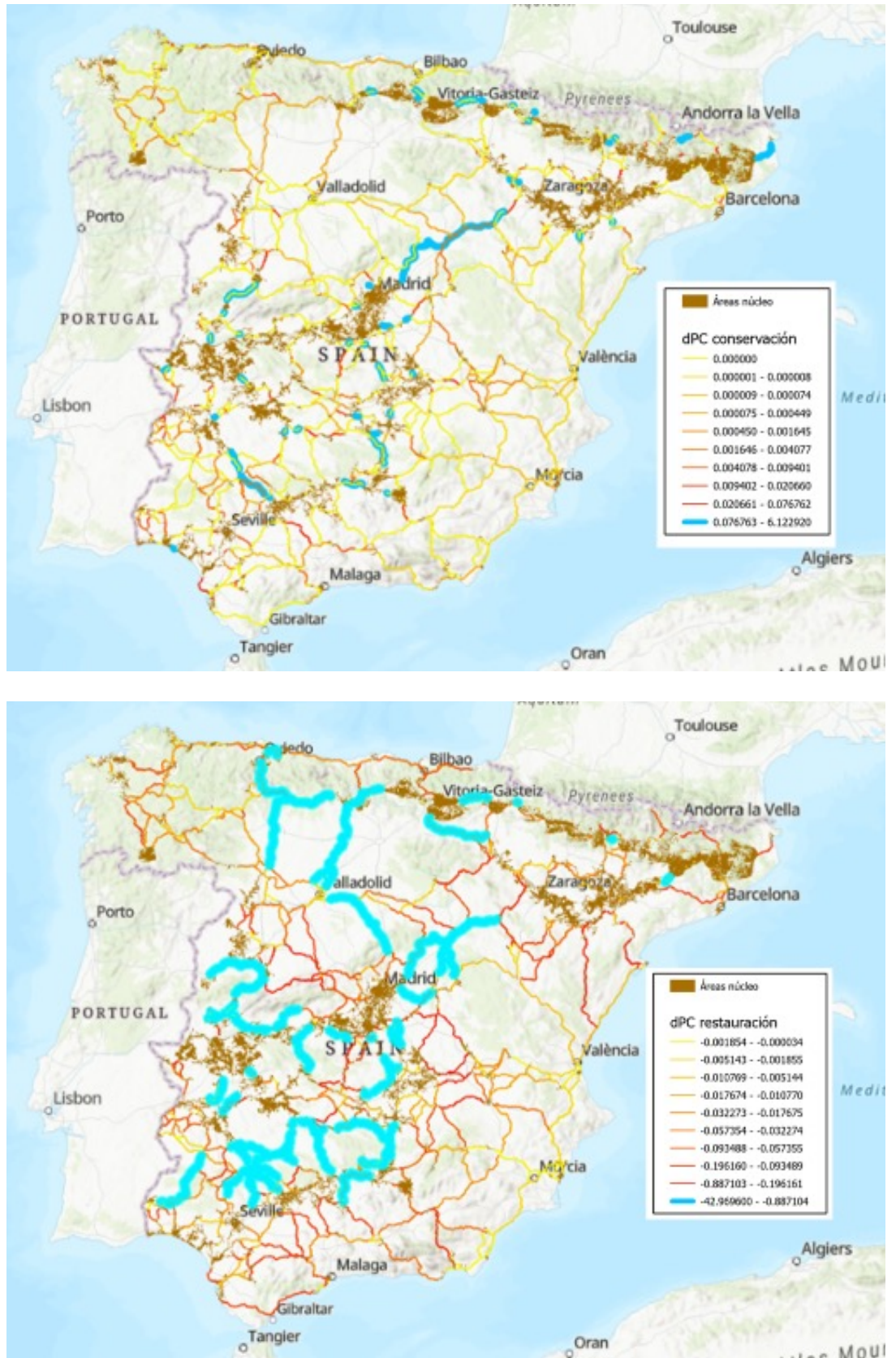
En el caso de las áreas núcleo, la fracción intra es dominante, siendo prioritarias las de mayor superficie, factor preponderante en el cálculo de su atributo. La mayoría de las teselas tienen superficies (y atributos) relativamente mucho menores, y no se aprecian en detalle en la figura VI.10 debido a la escala de esta.



**Figura VI.10.** Distribución de las áreas núcleo prioritarias (escenario conservación; en azul).

Finalmente, se muestran en los mapas de la figura VI.11 los caminos de coste mínimo (enlaces) prioritarios en los escenarios de conservación y restauración.

**Figura VI.11.** Distribución de los enlaces prioritarios (azul) en los escenarios de conservación (arriba) y restauración (abajo).



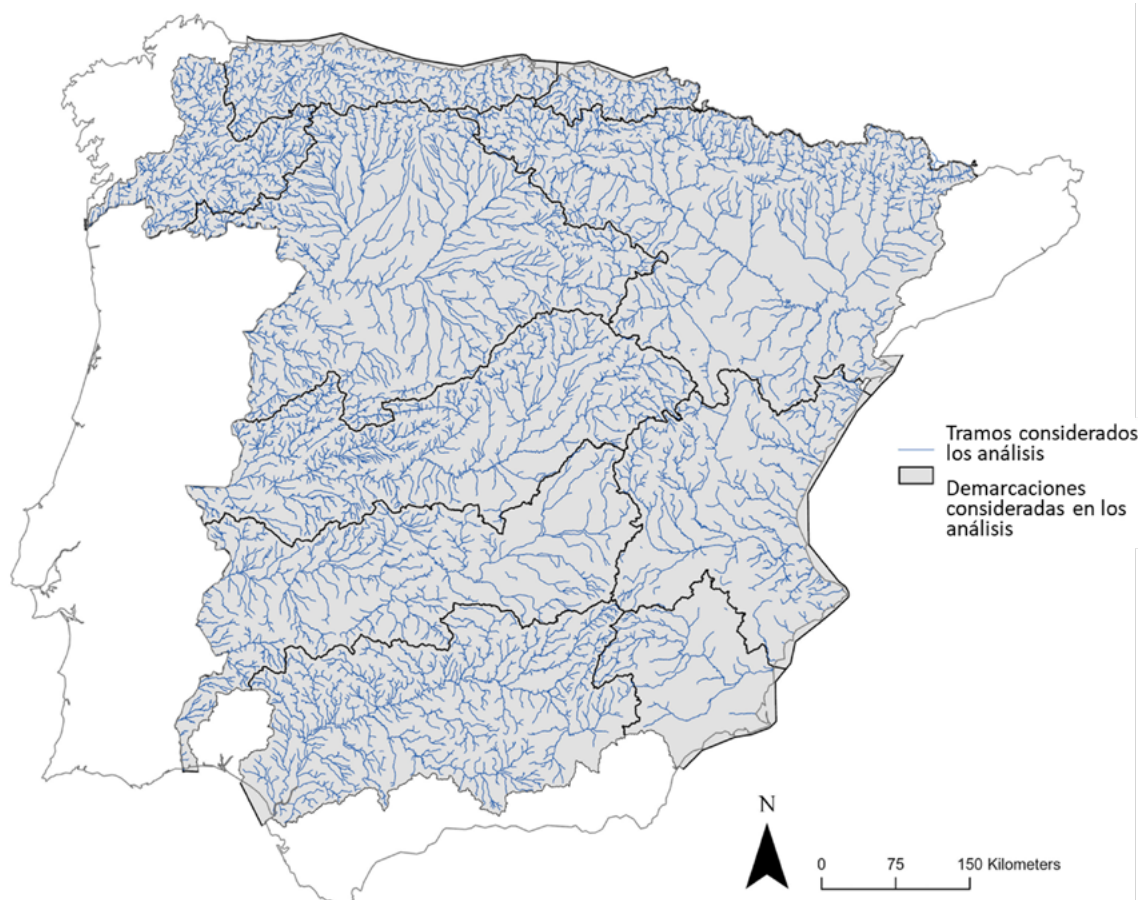
## Anexo VII. Caso práctico de implementación de la metodología para la valoración de la conectividad fluvial a escala nacional

Para demostrar la utilidad e idoneidad de la metodología descrita para el **cálculo y cartografía de la conectividad ecológica en ecosistemas fluviales** (epígrafe 4.2), se han empleado todas las demarcaciones españolas para las que existen datos comparables de la distribución de especies piscícolas y barreras transversales (Figura VII.1). Se ha empleado la información de distribución de barreras del *Inventario de Obstáculos Transversales*<sup>40</sup> (N=31606) y del *Inventario de Presas y Embalses*<sup>41</sup> (N=3208) del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). Estos datos están disponibles en los repositorios del MITECO y los organismos, entidades y administraciones responsables<sup>42</sup>. En esta aplicación de la metodología se ha utilizado a modo demostrativo la distribución de 40 especies de peces modelados en Lanzas et al. (2022) (Tabla VII.1; Figura VII.2), aunque la aproximación metodológica no está restringida a ningún grupo taxonómico.

[40] <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/agua/inventario-obstaculos-transversales.html>

[41] <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/seguridad-de-presas-y-embalses/inventario-presas-y-embalses.html>

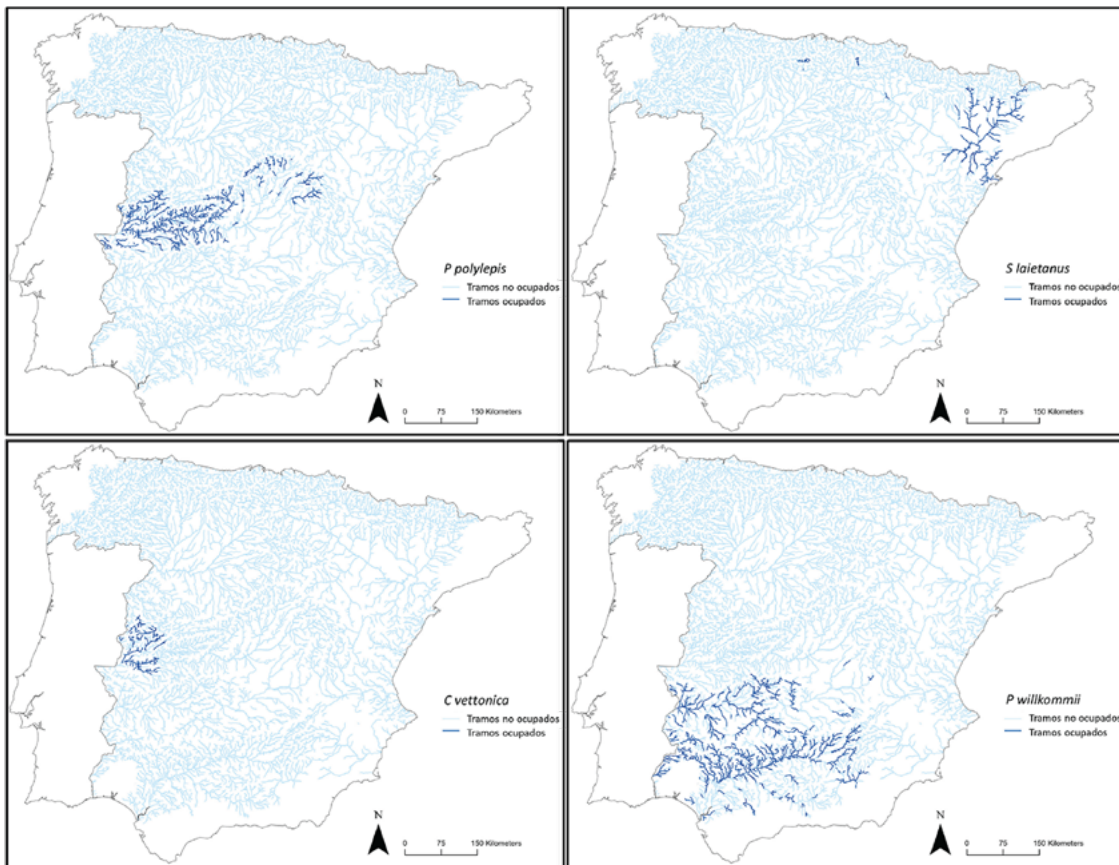
[42] <https://www.miteco.gob.es/es/agua/servicios/acceso-rapido-datos-agua.html>



**Figura VII.1.** Red hidrográfica de las demarcaciones utilizadas en el ejercicio de demostración. Se han excluido aquellas demarcaciones de las que no existen datos estandarizados de la presencia de barreras transversales en la base de datos del MITECO. Autor: Elaboración propia.

**Tabla VII.1.** Listado de las 38 especies de peces continentales utilizados en el ejercicio de demostración, así como datos de ocupación de cada una de ellas a lo largo de los 29.752 tramos fluviales en los que se estructuró la red hidrográfica del área de estudio.

<b>Especie</b>	<b>Nº tramos</b>	<b>Longitud ocupada (km)</b>
<i>Achondrostoma arcassii</i>	8381	17256.8
<i>Achondrostoma salmantinum</i>	319	603.0
<i>Anaocypris hispanica</i>	302	1949.4
<i>Anguilla anguilla</i>	4998	10999.0
<i>Aphanius iberus</i>	58	285.4
<i>Aphanius baeticus</i>	695	622.5
<i>Barbus haasi</i>	2026	5823.7
<i>Barbus meridionalis</i>	12	998.1
<i>Cobitis calderoni</i>	2556	4768.6
<i>Cobitis paludica</i>	5426	18276.2
<i>Cobitis vettonica</i>	330	450.3
<i>Gasterosteus acculeatus</i>	1587	1979.7
<i>Gobio lozanoi</i>	8165	20514.3
<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>	2106	8863.7
<i>Luciobarbus bocagei</i>	3819	11424.2
<i>Luciobarbus comizo</i>	898	5649.0
<i>Luciobarbus graellsii</i>	2611	7473.1
<i>Luciobarbus guiraonis</i>	1936	2971.0
<i>Luciobarbus microcephalus</i>	393	2792.1
<i>Luciobarbus sclateri</i>	2627	11536.8
<i>Parachondrostoma arrigonis</i>	354	504.6
<i>Parachondrostoma miegii</i>	2793	7286.0
<i>Parachondrostoma turiense</i>	410	550.6
<i>Petromizon marinus</i>	357	1566.9
<i>Phoxinus biguerri</i>	3822	8910.5
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	4223	8038.8
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>	1378	3538.7
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>	1240	8347.0
<i>Salaria fluviatilis</i>	1274	4887.3
<i>Salmo salar</i>	789	1842.1
<i>Salmo trutta</i>	14365	28083.8
<i>Squalius alburnoides</i>	4374	15260.5
<i>Squalius carolittertii</i>	2630	4982.2
<i>Squalius laietanus</i>	350	2542.9
<i>Squalius malacitanus</i>	26	895.2
<i>Squalius pyrenaicus</i>	4963	15731.3
<i>Squalius valentinus</i>	1641	2111.7
<i>Valencia hispanica</i>	117	138.6



**Figura VII.2.** Ejemplos de distribución de las especies piscícolas presentes en el área de estudio.

La **priorización de corredores fluviales** requiere de la definición de una serie de parámetros dentro del modelo matemático, que pueden ocasionar diferencias en los resultados. En concreto, los tres parámetros más importantes cuyo valor debe ser calibrado o explorado son: (i) el *peso a la conectividad* ( $blm$ ,  $b$  en la ecuación 1); (ii) la *longitud total de los tramos ocupados por las poblaciones de cada especie* que deben estar cubiertas por la red de corredores fluviales (*target*), y (iii) los *condicionantes espaciales*; como la presencia de barreras cuyo impacto sea considerado como no compatible con los objetivos de una red de corredores funcionales (ej., grandes embalses), presencia de tramos fluviales de excepcional valor o ya gestionados como corredores (p.ej., tramos gestionados dentro de áreas protegidas o RNFs).

A continuación, se mostrarán tres ejercicios en los que se explora el efecto que estos tres parámetros tienen en los resultados de la priorización de corredores fluviales.

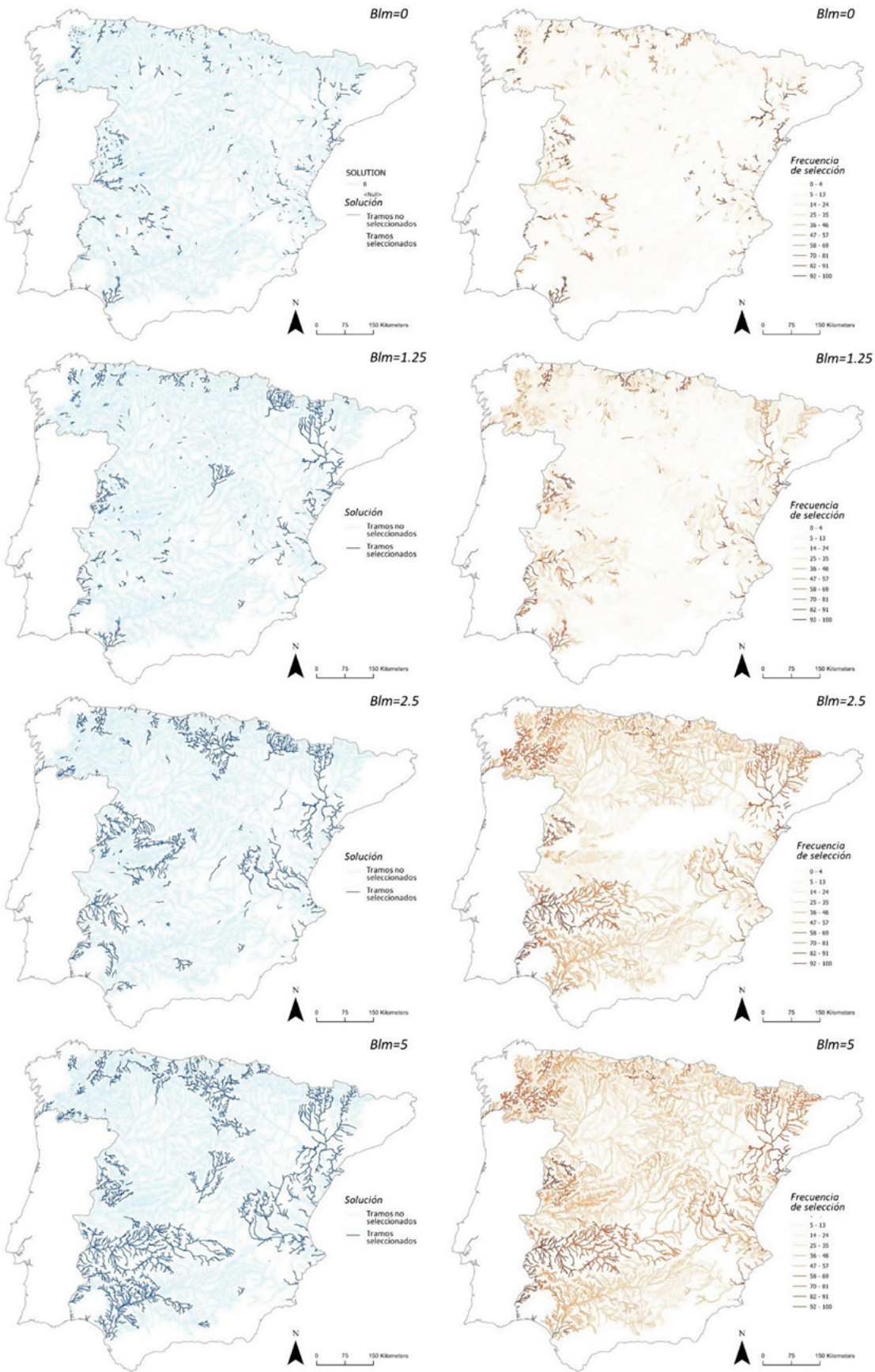
## VII.1 Evaluación del efecto $blm$

Este ejercicio de demostración pretende ilustrar la importancia de este parámetro, que dota de mayor o menor peso a la conectividad (longitudinal en este caso) en el modelo matemático, lo que derivará en redes de corredores fluviales más o menos conectados a lo largo de los ejes fluviales. Para ello, se mantendrán todos los parámetros del modelo constantes y sólo se modificarán los valores de  $blm$ . En concreto, para este ejercicio,

se ha empleado un *target* constante del 50% de la distribución de cada especie, con un límite superior de 500 km. Esto quiere decir, que se persiguió cubrir (y conectar a lo largo de la red de corredores fluviales) el 50% de la distribución de cada una de las especies consideradas, siempre que esto no superara 500 km de longitud. Además, se utilizó un valor de coste unitario para todos los tramos, no excluyendo a priori ningún tramo (es decir, *cost* = 1 y *status* = 0 para todos los tramos). Para explorar el efecto de pesos crecientes en la conectividad, se ha modificado el *blm* dándole valores entre 0, 1.25, 2.5 y 5 (Figura VII.3).

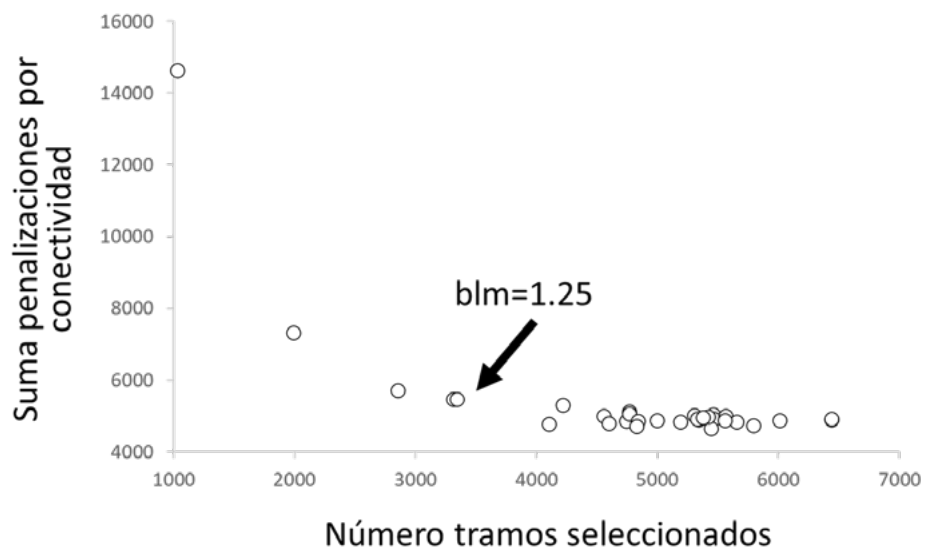
Dado el amplio marco espacial del ejercicio de demostración, incluyendo 11 demarcaciones, y para garantizar la distribución de la red de corredores a lo largo de todas estas demarcaciones, se ha establecido un *target* específico por especie y demarcación. Para ello se ha distribuido el *target* mencionado anteriormente proporcionalmente a la contribución que cada demarcación hace a la distribución de cada especie. Por ejemplo, si una especie estuviera presente en 100 km, 75 km en la demarcación A y 25 en la demarcación B, se asignó un 75% del *target* antes mencionado a la demarcación A y un 25% de dicho *target* a la demarcación B. En términos prácticos, esto se llevó a cabo modificando el archivo de **spec.csv**; añadiendo tantas combinaciones como especies por demarcaciones hubiera (definidas como pseudo-especies,  $N = 237$ ), cada una de ellas con un id único, y, a su vez, modificando el archivo **pvspr.csv** con los nuevos id de dichas pseudo-especies. Por ejemplo, en el ejemplo anterior de la especie distribuida en dos demarcaciones, en el archivo de **spec.csv** pasaríamos a tener dos registros: pseudo-especie 1A y pseudo-especie 1B.

Como se puede observar en la figura VII.3, la localización, y sobre todo la magnitud de la red de corredores, varía en función del grado de agregación longitudinal que se requiera, con base en el *blm* establecido. Cuando la conectividad no juega ningún papel en el modelo matemático (es decir,  $blm = 0$ ), se puede observar como el conjunto de tramos seleccionados está disperso a lo largo de la red hidrológica, con un bajo grado de agregación longitudinal. Esta situación cambia cuando se emplea un valor de *blm* mayor a 0. Se puede apreciar como el grado de agregación espacial de la red de corredores aumenta con el incremento del *blm*. Sin embargo, esta mayor agregación espacial también conlleva una mayor extensión de la red de corredores. Es por ello, que es recomendable realizar un ejercicio de calibración del *blm*, como se muestra en la figura VII.4. Siguiendo las recomendaciones en Ardrón et al. (2010), se ha corrido el modelo matemático con un abanico amplio de valores de *blm* (en este caso se han usado 31 valores entre 0 y 15 a intervalos crecientes de 0.5). El objetivo de este ejercicio de calibración, es encontrar un valor de *blm* que maximice la agregación espacial conseguida, a su vez, minimizando la extensión de la red de corredores necesaria para conseguir dicha agregación. En concreto, este valor estaría en el punto de inflexión de dicha curva de calibración ( $blm = 1.25$  en este caso; Figura VII.4).



**Figura VII.3.** Resultados de los análisis de priorización de corredores fluviales con un target del 50% y una longitud máxima de 1000 km modificando el blm (del inglés Boundary Length Modifier) en 0, 1,25; 2,5 y 5. Se muestran los resultados de la solución óptima (izquierda) y la frecuencia de selección a lo largo de 100 análisis independientes (derecha).

Figura VII.4. Curva de calibración del blm.

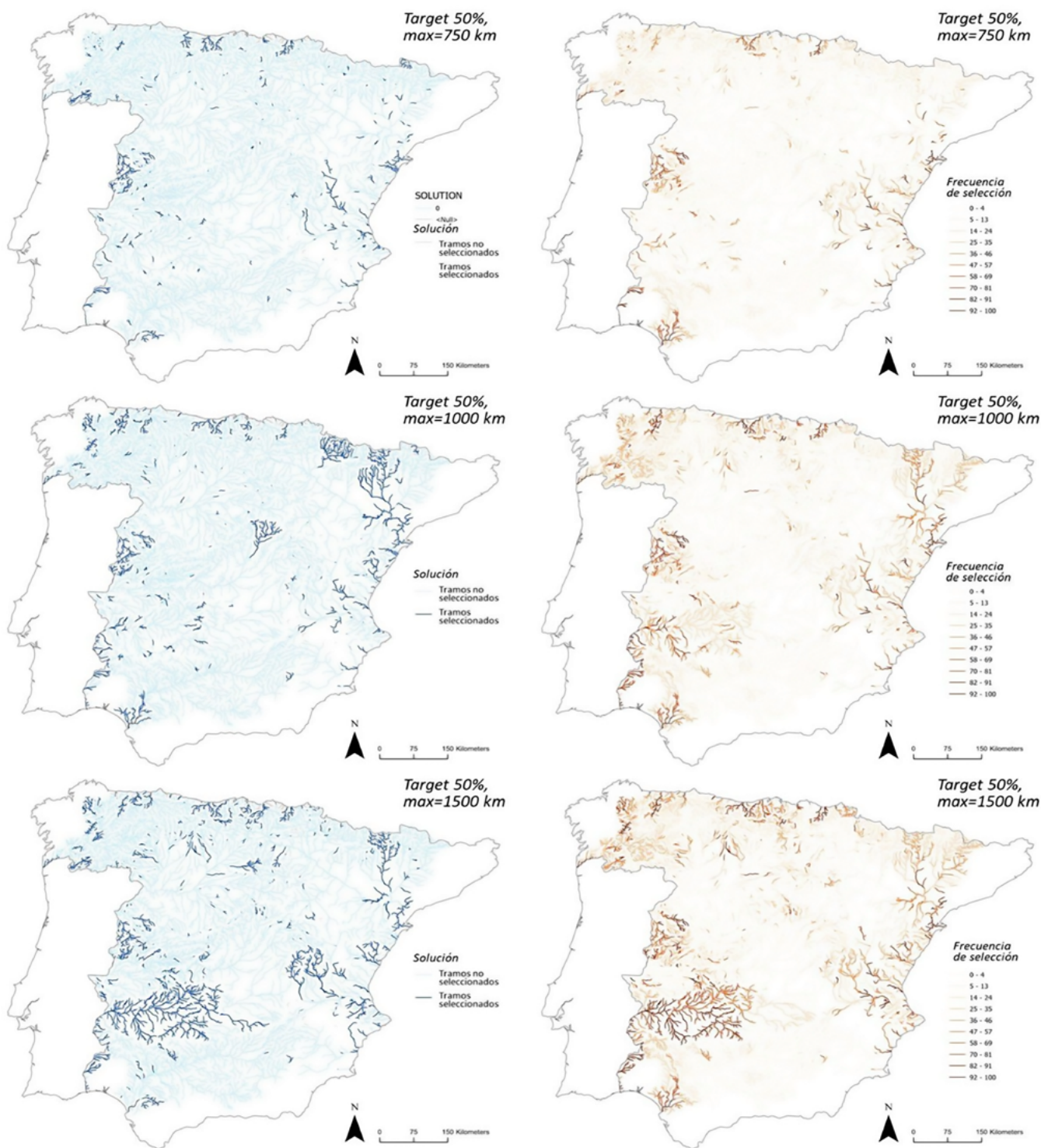


## VII.2 Evaluación del efecto target

Como se ha comentado anteriormente, la localización espacial y magnitud de la red de corredores es susceptible de cambiar también en función de las especies para las que se identifique dicha red o el grado de cobertura de su distribución (*target*).

Para demostrar el efecto de diferentes *targets* sobre la red de corredores prioritarios, se ha realizado un ejercicio de sensibilidad en el que, manteniendo todos los parámetros del modelo constantes (es decir,  $blm = 1.25$ ,  $cost = 1$  y  $status = 0$ , para todos los tramos), sólo modificando el *target* de representación. Este *target*, como se ha comentado anteriormente, es la longitud total de los tramos ocupados por las poblaciones de cada especie que quiere ser cubierta por la red de corredores. Dado que se ha incluido también la conectividad longitudinal, indirectamente se busca no solo cubrir la distribución de las especies, sino también maximizar la conexión de poblaciones de dichas especies. A modo de demostración, se han utilizado tres *targets* diferentes, todos ellos, garantizando al menos la cobertura de un 50% de la distribución de todas las especies, asumiendo hasta un máximo de i) 750 km, ii) 1000 km y iii) 1500 km la longitud de los tramos. De esta forma, se ha intentado que la red de corredores sea ambiciosa, cubriendo al menos la mitad de la distribución de cada especie, evitando la sobre-representación de especies muy comunes (estableciendo los tres umbrales máximos). Al igual que en caso anterior, estos *targets* de representación fueron distribuidos equitativamente entre todas las demarcaciones donde estaba presente cada especie, para garantizar que todas las demarcaciones presentaran corredores en las soluciones.

Como se puede observar en la figura VII.5, la extensión, y no tanto la localización espacial, de la red de corredores fluviales aumenta al incrementarse el valor de *target*. Este tipo de análisis de sensibilidad está especialmente recomendado para aportar un abanico de soluciones con diferentes ambiciones de gestión, útiles a la hora de tomar decisiones.



**Figura VII.5.** Resultados de los análisis de priorización de corredores fluviales con targets crecientes del 50% y unas longitudes máximas de 750, 1000 y 1500 km respectivamente, manteniendo el resto de parámetros constantes ( $blm = 1,25$ ,  $cost=1$  y  $status = 0$  para todos los tramos). Se muestran los resultados de la solución óptima (izquierda) y la frecuencia de selección a lo largo de 100 análisis independientes (derecha).

## VII.3 Evaluación del efecto de exclusión de embalses

Por último, se ha realizado un ejercicio demostrativo donde se han excluido algunos tramos al ser considerados como no adecuados para garantizar la funcionalidad de la red de corredores. Para ello se ha cambiado el *status* de aquellos tramos que presentaban un embalse a valor 3. Cabe destacar que, para este ejercicio de demostración, siendo conservadores, se ha considerado todos los embalses como estructuras idénticas, sin tener en cuenta el tamaño, presencia de estructuras de permeabilización o cualquier otra información que nos pueda indicar el impacto de dicha infraestructura sobre la funcionalidad de la red de corredores. Futuras aplicaciones podrían considerar la evaluación de cada infraestructura individualmente, para decidir su exclusión o no.

Como se puede observar en la figura VII.6, dada la alta incidencia de embalses en la red hidrológica, la red de corredores se muestra mucho más fragmentada que en las soluciones de los ejercicios anteriores.

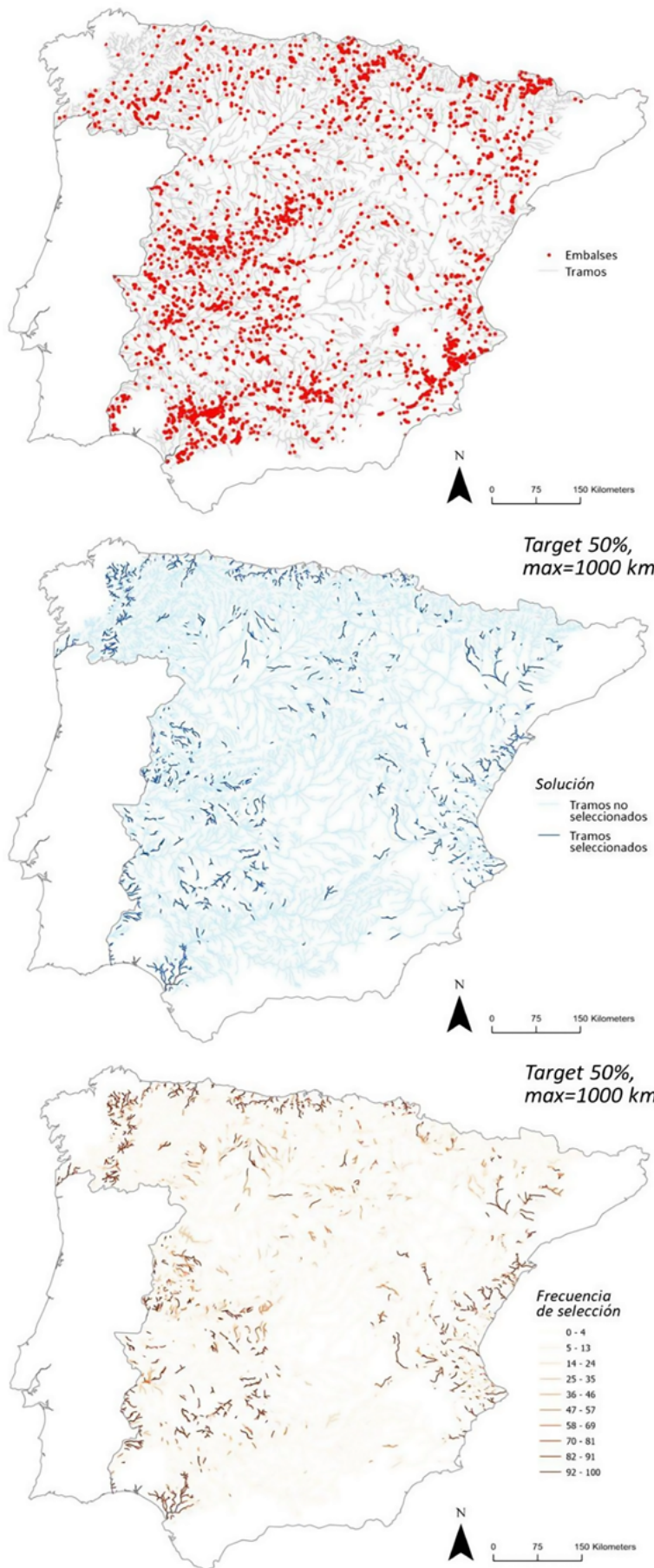
## VII.4 Conclusiones y recomendaciones

Se ha demostrado una metodología con gran flexibilidad a la hora de **identificar una red de corredores fluviales** que permita conectar poblaciones de especies acuáticas a lo largo de la red hidrográfica, **maximizando la conectividad longitudinal**, y **minimizando el impacto de las barreras transversales** que pudieran comprometer la funcionalidad de dicha red de corredores. Esta metodología está basada en una herramienta de planificación espacial gratuita y fácil de usar (*Marxan*), lo que garantiza la accesibilidad y reproducibilidad de la metodología propuesta.

Los resultados mostrados aquí solo tienen valor demostrativo. La aplicación de la metodología propuesta y sus resultados deben ser un **apoyo a la toma de decisiones**, no reemplazar la toma de decisiones. En este sentido, la aplicación de la metodología debería ir acompañada de un proceso de definición de objetivos (por ejemplo, ¿para qué debería servir la red de corredores?), definición de escenarios (por ejemplo, inclusión o no de espacios protegidos, exclusión de grandes barreras) y la recopilación de toda la información espacial necesaria.

Es necesario tener en cuenta los impactos de las actividades humanas a la funcionalidad de la red de corredores. En este caso hemos incluido las barreras transversales, intentando minimizar el número (e impacto potencial de éstas) en la red de corredores. Esto es clave para garantizar que la red de corredores sea funcional.

**Figura VII.6.** Resultados de los análisis de priorización de corredores fluviales con un target del 50% y una longitud máxima de 1000 km y blm (del inglés Boundary Length Modifier) de 1,25, excluyendo a la selección todos aquellos tramos con algún embalse (puntos rojos en la figura superior). Se muestran los resultados de la solución óptima (medio) y la frecuencia de selección a lo largo de 100 análisis independientes (abajo).



Debido al elevado número de **barreras transversales** y su amplia distribución geográfica, afectando a la gran mayoría de cursos fluviales de las demarcaciones incluidas en los análisis, no ha sido posible encontrar una red de corredores suficientemente coherente y conectada en la que no existan barreras. Fue por ello necesario incluir tramos fluviales con algún tipo de barrera transversal. Sin embargo, cuando se probó un escenario estricto en el que se excluyeron todos los tramos impactados por embalses, la red de corredores fluviales resultante fue muy fragmentada y menos coherente que cuando se permitió la selección de dichos tramos.

Dada la incidencia de barreras transversales en la red de corredores identificada, sería necesario acompañar este tipo de trabajos con **medidas de restauración de la conectividad** (longitudinal en este caso), para garantizar la funcionalidad de la red de corredores.

Como se demuestra en los resultados, es importante realizar análisis de sensibilidad de los resultados ante los diferentes parámetros del modelo sobre los que se toman decisiones. Estos tres parámetros son: i) *el peso a la conectividad (blm)* que indica al modelo el grado de agregación espacial de los corredores a lo largo de los cursos fluviales en el caso de estar trabajando con conectividad longitudinal. Un mayor peso a la conectividad en el modelo se traducirá en un mayor grado de conectividad longitudinal, pero generalmente también en una mayor extensión espacial de la red de corredores. Es por ello que se recomienda encontrar un balance entre el grado de conectividad conseguido en la red de corredores y su extensión a través de un análisis de sensibilidad del *blm*. Como se recomienda en Ardrón et al. (2010), se debería probar valores crecientes de *blm* y encontrar aquel que mejor se ajusta a las necesidades en cada caso; ii) *la magnitud de los targets*, ya que *targets* más ambiciosos, que representan la voluntad de conectar más tramos con poblaciones de las especies o hábitats considerados, también se traducen en mayores extensiones de corredores. Se recomienda también realizar un análisis de sensibilidad con valores de *targets* crecientes y evaluar el incremento de la extensión de la red de corredores, para poder tomar una decisión informada sobre el *target* más adecuado en cada caso; iii) el uso de *condicionantes espaciales*, como la exclusión de determinados tramos, por ser considerados como no adecuados para formar parte de la red de corredores al no contribuir a su funcionalidad (p. ej., tramos urbanos o impactados por grandes barreras transversales), o la inclusión de tramos que tienen especial valor para la red de corredores (p. ej., RNFs o tramos en excelente estado de conservación).

## Anexo VIII. Ejemplos prácticos de aplicación para la valoración de la biodiversidad a escala nacional

### VIII.1 Ejemplo de aplicación del valor ponderado de conservación de la biodiversidad amenazada

En este ejemplo se ha calculado el **Valor Ponderado de Conservación de la Biodiversidad Amenazada** (Apartado 3.1) a los reptiles de todo el territorio español, incluyendo tanto el territorio peninsular como los archipiélagos de Baleares y Canarias, utilizando los datos del **Inventario Español de Especies Terrestres**<sup>43</sup> (IEET), el cual incluye información de distribución, abundancia y estado de conservación de la flora y fauna terrestre española, asociada a una malla de 10x10km. Por criterios operacionales, para asegurar que los datos utilizados sean homogéneos y comparables para todas las especies, se ha tenido en cuenta únicamente el factor del grado de amenaza a partir de las categorías de amenaza para cada especie de reptil proporcionadas por la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Para el cálculo de valor ponderado de conservación se consideran únicamente las especies nativas del territorio español, por lo que es necesario descartar todas las especies exóticas, ya sean invasoras o no. Para este ejemplo, se han eliminado de este inventario todas las especies recogidas en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras<sup>44</sup> (CEEI).

Para calcular **el valor ponderado de conservación de la biodiversidad de reptiles amenazados** de España, se sustituyó la categoría de amenaza de cada especie por un valor numérico creciente en función del riesgo de extinción, como indica la Tabla VIII.1. A continuación se identificaron las especies presentes en cada cuadrícula del IEET y se sumaron sus valores para la categoría de amenaza de la UICN, obteniendo el mapa representado en la Figura VIII.1.

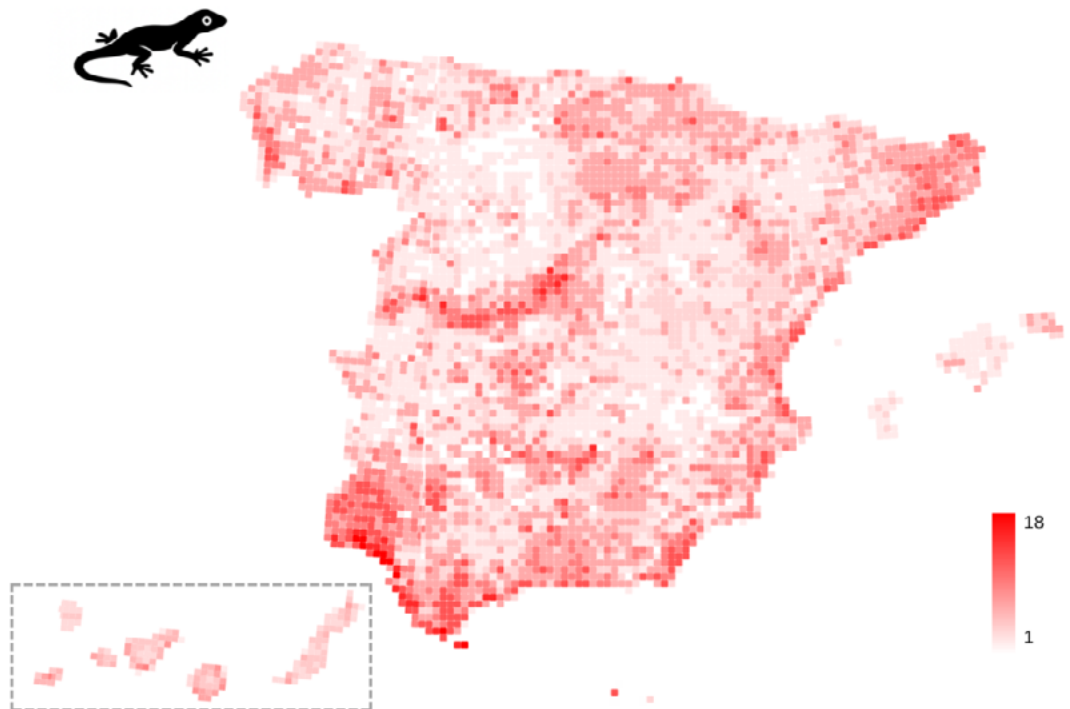
Categoría IUCN	Valor
Datos insuficientes	1
Preocupación menor	2
Casi amenazada	3
Vulnerable	4
En peligro	5
En peligro crítico	6

[43] <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/bdn-ieet-default.html>

[44] <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-exoticas-invasoras/ce-eei-catalogo.html>

**Tabla VIII.1.** Valor de Conservación de la Biodiversidad otorgado a cada especie, en función de su categoría en la evaluación del grado de amenaza realizada por la IUCN.

**Figura VIII.1.** Valor Ponderado de Conservación de la Biodiversidad Amenazada para los reptiles en España. El gradiente de color indica la suma de los valores de las categorías de amenaza de las especies presentes en cada cuadrícula. A mayor valor de este índice, mayor es la importancia de incorporar cada cuadrícula dentro de los elementos de Infraestructura Verde.



Este procedimiento permite identificar las regiones que albergan especies con un mayor nivel acumulado de amenaza. Los cálculos se han desarrollado utilizando el lenguaje de programación R, mediante el código disponible en DIGITAL.CSIC: <https://digital.csic.es/handle/10261/410335>

## VIII.2 Ejemplo del cálculo de índices de rareza de las especies

### VIII.2.a. Aplicación del Índice de Rareza Geográfica de las Especies

En este primer ejemplo de aplicación de índices de rareza se ha calculado el **índice de rareza geográfica** para los cuatro grupos de vertebrados tetrápodos (anfibios, reptiles, mamíferos y aves) terrestres de toda España, incluyendo el territorio peninsular y los archipiélagos de Baleares y Canarias, utilizando los datos del **Inventario Español de Especies Terrestres<sup>45</sup>** (IEET), restringiendo el cálculo a las especies nativas (al igual que en el ejemplo anterior, eliminando las especies recogidas en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras).

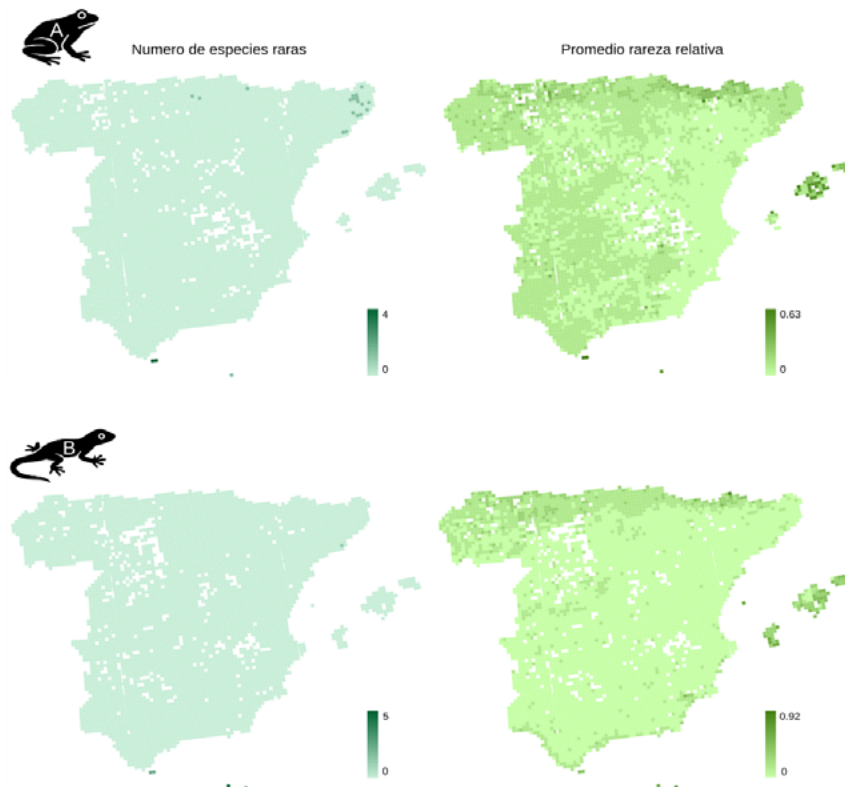
Debido a las diferencias en la composición del acervo de especies de cada región biogeográfica, la rareza geográfica se evaluó por separado para la región Ibero-Balear y las Islas Canarias. Para cada especie, se calculó el tamaño de su área de distribución como el número de cuadrículas (10x10km) con registros de ocurrencia de la especie (es decir, con presencias documentadas) dentro de cada una de esas dos regiones (Ibero-Balear o Canarias). Una vez calculado el tamaño del área de distribución de todas las especies, se adoptaron dos estrategias diferentes para calcular el grado de rareza en cada cuadrícula:

[45] <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/bdn-ieet-default.html>

- **Número de especies raras.** Se categorizaron como raras todas aquellas especies cuya área de distribución formaba parte del primer cuartil (Q1) de especies con menores rangos geográficos. Es decir, se consideraron raras el 25% de las especies con el rango geográfico más restringido (menos cuadrículas ocupadas), lo que las hace especialmente relevantes para la conservación debido a su mayor vulnerabilidad. Una vez categorizada cada especie como "rara" o "no rara", se identificaron las cuadrículas con mayor número de especies raras. Para ello se identificaron las especies presentes en cada cuadrícula y se sumó el número de especies categorizadas como raras para cada uno de los grupos taxonómicos por separado (a la izquierda en la Figura VIII.2) y para el conjunto de tetrápodos terrestres de la región Ibero-Balear (Figura VIII.3), y de la región Macaronésica (Figura VIII.4 y Figura VIII.5, respectivamente).
- **Rareza promedio.** Se calculó la rareza relativa de cada especie, como

$$Rg = 1 - \left( \frac{\log(\text{tamaño del área de distribución de la especie})}{\log(\text{tamaño del área de distribución máximo del pool regional de la especie})} \right)$$

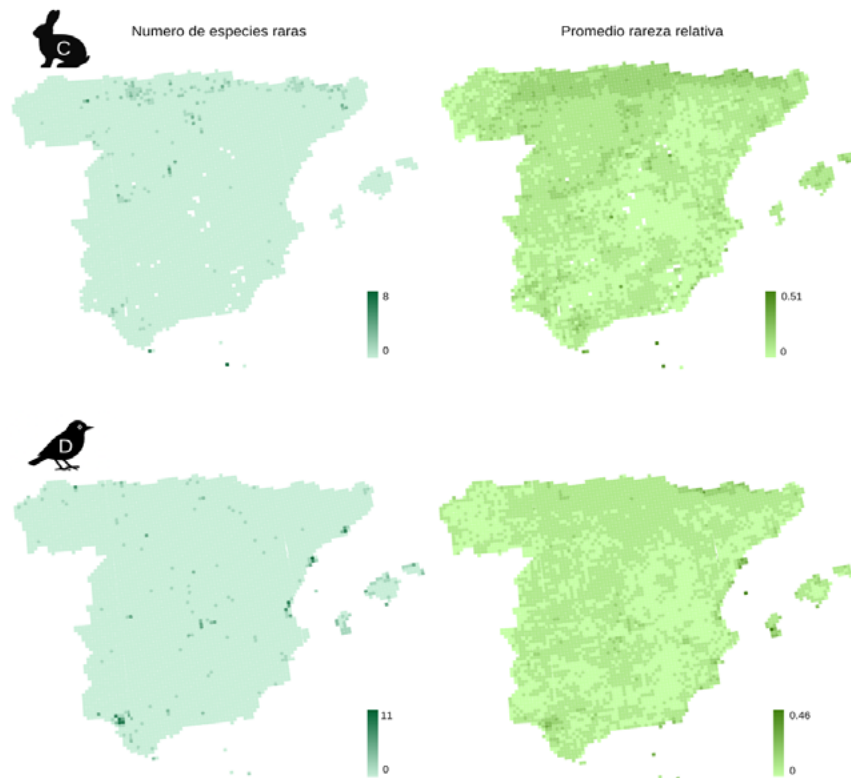
Una vez calculada la rareza geográfica relativa de cada especie se calculó la mayor rareza geográfica relativa promedio en cada cuadrícula. Para identificar las regiones con mayor promedio de rareza de especies, se calculó el promedio de la rareza relativa de las especies presentes en cada cuadrícula para cada uno de los grupos taxonómicos por separado (a la derecha en la Figura VIII.2) y para el conjunto de tetrápodos terrestres de la región Ibero-Balear (Figura VIII.3), y de la región Macaronésica (Figuras VIII.4 y VIII.5, respectivamente).



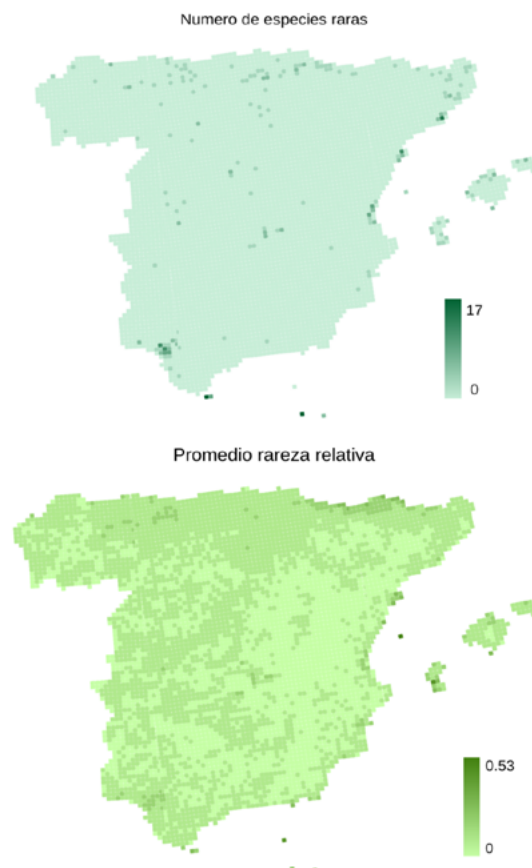
**Figura VIII.2.** Cálculos de los índices de rareza geográfica para (A) anfibios y (B) Reptiles de la región Ibero-Balear. Los mapas de la derecha representan el promedio de rareza relativa de cada cuadrícula UTM 10x10km y los de la izquierda el número de especies raras por cuadrícula.

**Figura VIII.2 (cont.).**

Cálculos de los índices de rareza geográfica para (C) mamíferos y (D) aves de la región Ibero-Balear. Los mapas de la derecha representan el promedio de rareza relativa de cada cuadrícula UTM 10x10km y los de la izquierda el número de especies raras por cuadrícula.

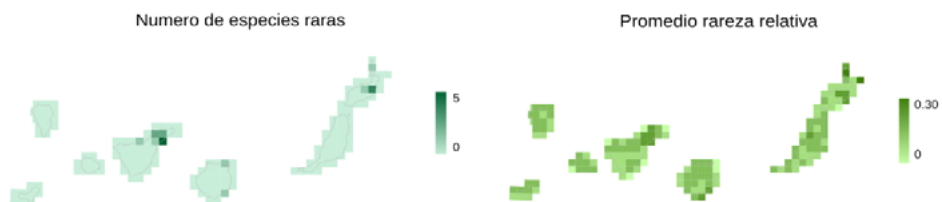


**Figura VIII.3.** Valores de los índices de rareza geográfica para el conjunto de tetrápodos terrestres de la región Ibero-Balear. El mapa inferior representa el promedio de rareza relativa de cada cuadrícula UTM 10x10km y el mapa superior el número de especies raras por cuadrícula.





**Figura VIII.4.** Cálculo de los índices de rareza geográfica para (A) anfibios, (B) Reptiles, (C) mamíferos y (D) aves en la región Macaronésica (Islas Canarias). Los mapas de la derecha representan el promedio de rareza relativa de cada cuadrícula UTM 10x10km y los de la izquierda el número de especies raras por cuadrícula.



**Figura VIII.5.** Valores de los índices de rareza geográfica para el conjunto de tetrápodos terrestres de la región Macaronésica (Islas Canarias). El mapa de la derecha representa el promedio de rareza relativa de cada cuadrícula UTM 10x10km y el de la izquierda el número de especies raras por cuadrícula.

Estos procedimientos permiten identificar las cuadrículas con mayor cantidad de especies raras, y aquellas que albergan una mayor proporción de especies con un rango de distribución pequeño. Como las especies progresivamente más raras son objeto prioritario de conservación, en ambos casos a mayor valor del indicador de rareza en una cuadrícula, mayor su adecuación para formar parte de la red de Infraestructura Verde. La elección de uno u otro dependerá de la calidad de los datos de distribución, y de si se desea primar lugares con mayor riqueza (y con ello potencialmente más especies raras), o dar más peso a la rareza de comunidades con menos especies. Los cálculos necesarios para ambos procedimientos se han desarrollado en el lenguaje de programación R; el código explicado y completo para replicar este ejemplo se encuentra disponible en DIGITAL.CSIC: <https://digital.csic.es/handle/10261/410335>

## VIII.2.b. Aplicación del Índice de Rareza Funcional de las Especies

Como segundo ejemplo, se ha calculado el índice de rareza funcional en grupos de anfibios y mamíferos no voladores de la Península Ibérica, utilizando los datos del Inventario Español de Especies Terrestres (IEET) y considerando, como en los casos anteriores, únicamente las especies nativas del territorio español.

Para el cálculo de este índice recopilamos datos de tres rasgos funcionales para las especies de cada grupo taxonómico, obteniendo datos sobre su tamaño de cuerpo, amplitud de dieta y amplitud de hábitat. En el caso de los anfibios se utilizó su longitud corporal como medida de tamaño de cuerpo, mientras que para los mamíferos se utilizó información sobre su masa corporal. Los datos se obtuvieron a partir de García-Paris et al. (2004), Trochet et al. (2014), Carvalho et al. (2017) y Llorente-Culebras et al. (2021) para anfibios, y de Palomo et al. (2007), Aulagnier (2009), Jones et al. (2009), Safi et al. (2011) y Llorente-Culebras et al. (2021) para mamíferos.

Como la longitud del cuerpo de anfibios y la masa corporal de mamíferos son rasgos numéricos continuos, es necesario categorizados para calcular el índice de rareza. En el caso de los anfibios, como su número de especies es inferior a 30, la longitud del cuerpo de anfibios se dividió en 5 categorías, mientras que, al tener más especies, la masa corporal de los mamíferos se clasificó en 10 categorías (ver texto en apartado 3.2). Al igual que para la rareza geográfica, se calculó la rareza funcional de dos maneras diferentes:

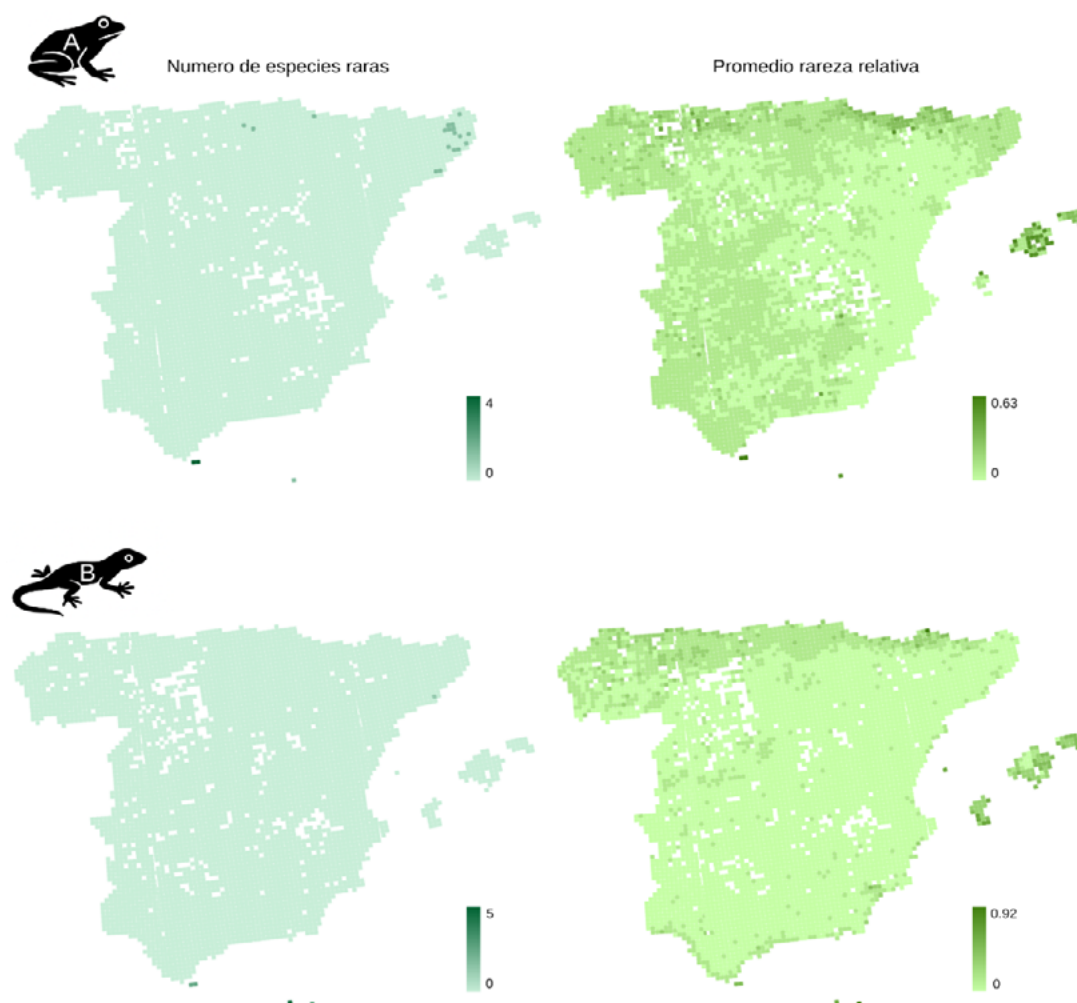
- **Número de especies funcionalmente raras.** Para clasificar cada especie como "rara" o "no rara" según la frecuencia de sus rasgos funcionales, se calcularon las frecuencias de especies en cada categoría de estos rasgos, y se ordenaron de menor a mayor. Posteriormente, se seleccionaron aquellas categorías pertenecientes al primer cuartil (Q1) de la distribución de frecuencias. Es decir, aquellas categorías, al ordenarse por sus frecuencias, constituían el 25% del conjunto total de especies de la región con valores de rasgo menos frecuentes. Las especies pertenecientes a estas categorías fueron clasificadas como "raras" para cada uno de los tres rasgos funcionales evaluados.
- **Rareza funcional promedio.** Para calcular la rareza funcional relativa de cada especie se empleó la siguiente fórmula:

$$R_f = 1 - \left( \frac{\text{frecuencia del rasgo funcional de la especie}}{\text{valor máximo de frecuencia del rasgo funcional del pool regional de especies}} \right)$$

Este valor se calculó para cada uno de esos mismos rasgos funcionales.

En ambos casos, para unificar los valores de rareza funcional obtenidos a partir de los tres rasgos, se calculó el promedio de los valores obtenidos a partir de cada uno de ellos. Es decir, las cuadrículas de la Península Ibérica que concentran una mayor rareza

funcional de especies se corresponderían a aquellas con mayor valor de la media de especies raras para cada rasgo, y con mayor promedio de rareza relativa en los tres rasgos para todas las especies presentes en la cuadrícula (Figura VIII.6).



**Figura VIII.6.** Distribución geográfica de los índices de rareza funcional para anfibios (parte superior) y mamíferos no voladores (parte inferior) de la Península Ibérica. Los mapas de la derecha representan el promedio de rareza funcional relativa y los de la izquierda el número de especies funcionalmente raras.

Cuando el objetivo es preservar funcionamiento y servicios de los ecosistemas, las especies con rasgos funcionales menos frecuentes deben ser objeto prioritario de conservación. Por eso, al igual que en el caso anterior, a mayor valor del indicador de rareza en una cuadrícula, mayor su adecuación para formar parte de la red de Infraestructura Verde. La elección de uno u otro índice dependerá de la calidad y cobertura de los datos disponibles para los rasgos de importancia funcional, y también de si se desea primar lugares con mayor riqueza (y con ello potencialmente más especies con rasgos funcionales menos frecuentes), o dar más peso a la rareza funcional de comunidades con menos especies. Los cálculos necesarios para ambos procedimientos se han desarrollado en R, y una versión comentada del código necesario para replicar este ejemplo se encuentra disponible en DIGITAL.CSIC: <https://digital.csic.es/handle/10261/410335>

# 7

## Referencias bibliográficas

AEMA. 2014. *Spatial analysis of green infrastructure in Europe*. EEA Technical report N° 2/2014. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2800/11170>

Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Matthysen, E., 2003. The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64, 233–247. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6)

Alarcón R., Pardo-de-Santayana M., Priestley C., Morales R., Heinrich, M. 2015. Medicinal and local food plants in the south of Alava (Basque Country, Spain). *Journal of ethnopharmacology*, 176: 207–224.

Albanese, B., Angermeier, P.L. & Peterson, J.T. 2009. Does mobility explain variation in colonization and population recovery among stream fishes? *Freshwater Biology*, 54, 1444–1460.

Ardron, J.A., Possingham, H.P., Klein, C.J. 2010. *Marxan Good Practices Handbook*. Version 2. Pacific Marine Analysis and Research Association, Victoria, BC, Canada, pp. 1–165.

Ariño A., Noesgaard D., Hjarding A., Schigel D. 2018. Biodiversity Information Services: A (not-so-)little knowledge that acts. *Biodiversity Information Science and Standards*.

Balvanera, P., Siddique, I., Dee, L.E., Paquette, P. 2014. Linking Biodiversity and Ecosystem Services: Current Uncertainties and the Necessary Next Steps. *BioScience* 64(1):49–57. 10.1093/biosci/bit003

Ball, I. R., Possingham, H. P., & Watts, M. 2009. *Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritization*. In A. Moilanen, K. A. Wilson, & H. P. Possingham (Eds.), *Spatial Conservation Prioritisation: Quantitative Methods and Computational Tools* (pp. 185–195). Oxford University Press, Oxford, UK.

Ball, I., & Possingham, H. 2000. *Marxan v1. 8.2: Marine reserve design using spatially explicit annealing*. [Online] Uq. Edu. Au/Marxan/Docs/Marxan\_Manual\_1\_8\_2. Pdf 70.

Baró, F., Palomo, I., Zulian, G., Vizcaino, P., Haase, D., & Gómez-Baggethun, E. 2016. Mapping ecosystem service capacity, flow and demand for landscape and urban planning: A case study in the Barcelona metropolitan region. *Land Use Policy*, 57, 405–417. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.06.006>

Behrens A., Taranic I., Rizos V. 2015. *Resource Efficiency Indicators for Policy-Making*. Nº 415 CEPS. 19pp.

Belletti, B., Garcia de Leaniz, C., Jones, J., et al. 2020. More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, 588, 436–441.

Benavidez, R., Jackson, B., Maxwell, D., & Norton, K. 2018. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R) USLE): With a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(11), 6059–6086.

Benítez G, González-Tejero MR, Molero-Mesa J. 2010. Pharmaceutical ethnobotany in the western part of Granada Province (southern Spain): ethnopharmacological synthesis. *J Ethnopharmacol*, 129(1): 87-105.

Benítez G., Molero-Mesa J., González-Tejero M.R. 2017. Gathering an edible wild plant: food or medicine? A case study on wild edibles and functional foods in Granada, Spain. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 86(3): 3550. <https://doi.org/10.5586/asbp.3550>

Bonache J., de Mingo-Sancho G., Serrada J., Amengual P., Perales J., Martínez R., Rodado S., Albornos E. 2016. El seguimiento y la evaluación a largo plazo en la Red española de Parques Nacionales. *Ecosistemas* 25(1): 31-48. Doi:10.7818/ECOS.2016.25-1.05

Bouwma I.M., Jongman R.H.G., Butovsky R.O. 2002. *Indicative map of the pan-European ecological network for central and Eastern Europe*. Technical background document. ECNC, Technical report series, Tilburg/Budapest, p 101.

Breiman, L. (2001) *Random forest*. *Machine Learning*, 45, 5–32.

Bunn, S.E. & Arthington, A.H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30, 492–507.

Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., & Müller, F. 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands—Concepts for Spatial Localization, Indication and Quantification. *Landscape Online*, 34, 1–32. <https://doi.org/10.3097/LO.201434>

Burkhard B, Maes J (Eds.) 2017. *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.

Butts, C.T. (2015) *Network: Classes for Relational Data. The Statnet Project* (<http://www.statnet.org>). R project.org/package=network. P

Castillo Ruiz J., Martínez Yáñez C. 2015. *El Patrimonio Agrario: la construcción cultural del territorio a través de la actividad agraria*. Universidad Internacional de Andalucía. Sevilla. 460 p.

Clark Center for Geospatial Analytics (2024) TerrSet liberaGIS (Version 20). Clark University.

Çoban, H.O.; Örucü, Ö.K. & Arslan, E.S. (2020) MaxEnt Modeling for Predicting the Current and Future Potential Geographical Distribution of *Quercus libani* Olivier. *Sustainability*, 12, 2671. <https://doi.org/10.3390/su12072671>

CONNECT-e, 2019. Enlace a CONNECT-e: <https://www.conecte.es/index.php/es/>

Csardi, G., & Nepusz, T. (2006). The igraph software. *Complex syst*, 1695, 1-9.

De la Fuente, B., Mateo-Sánchez, M. C., Rodríguez, G., Gastón, A., de Ayala, R. P., Colomina-Pérez, D., Melero, M. & Saura, S. 2018. Natura 2000 sites, public forests and riparian corridors: The connectivity backbone of forest green infrastructure. *Land use policy*, 75, 429-441. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.002>

del Barrio, G., Harrison, P. A., Berry, P. M., Butt, N., Sanjuán, M. E., Pearson, R. G., & Dawson, T. (2006) Integrating multiple modelling approaches to predict the potential impacts of climate change on species' distributions in contrasting regions: comparison and implications for policy. *Environmental Science & Policy*, 9 (2), 129-147. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2005.11.005>

Dennis, R. L. H., Shreeve, T. G., Olivier, A., & Coutsis, J. G. (2000). Contemporary Geography Dominates Butterfly Diversity Gradients within the Aegean Archipelago (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperioidea). *Journal of Biogeography*, 27(6), 1365-1383. <http://www.jstor.org/stable/2656083>

Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646-655. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534701022832>

Díaz, M., Concepción, E.D., Oviedo, J.L., Caparrós, A., Farizo Á., B. & Campos, P. 2020. A comprehensive index for threatened biodiversity valuation. *Ecological Indicators*, 108: 105696. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105696>

Dombi M., Kuti I., Balogh P. 2014. Sustainability assessment of renewable power and heat generation technologies. *Energy Policy*, 67: 264-271.

Dondina, O., Saura, S., Bani, L., Mateo-Sánchez, M.C., 2018. Enhancing connectivity in agroecosystems: focus on the best existing corridors or on new pathways? *Landscape Ecology*, 9. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0698-9>

Dudgeon D., Arthington A. H., Gessner M. O., Kawabata Z-I, Knowler D. J., Lévêque C., Naiman R. J., Prieur-Richard A-H., Soto D., Stiassny M. L. J., & Sullivan C. A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(2), 163-82.

Comisión Europea (2011) 571 final. *Analysis associated with the Roadmap to a Resource Efficient Europe*. Part I. Commission staff working paper. Brussels, 20.9.2011. SEC(2011) 1067 final.

Cushman, S.A., McKelvey, K.S., Schwartz, M.K., 2009. Use of Empirically Derived Source-Destination Models to Map Regional Conservation Corridors. *Conservation Biology*, 23, 368–376. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01111.x>

European Environment Agency (2023) *Quantification of landscape features in agricultural areas using Copernicus products: An overview of recent developments*. ETC-DI Report 2023/2. European Topic Centre on Data integration and digitalization. [https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-di/products/etc-di-products/quantification-of-landscape-features-in-agricultural-areas-using-copernicus-products-an-overview-of-recent-developments/@@download/file/2.2.3\\_ETC%20Report\\_V1\\_20230626.pdf](https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-di/products/etc-di-products/quantification-of-landscape-features-in-agricultural-areas-using-copernicus-products-an-overview-of-recent-developments/@@download/file/2.2.3_ETC%20Report_V1_20230626.pdf)

Egoh, B., Drakou, E.G., Dunbar, M.B., Maes, J., Willemsen, L., 2012. *Indicators for mapping ecosystem services: a review*. JRC scientific and policy reports. European Commission, Technical Report, November 2012. DOI: 10.13140/2.1.3420.2565

FAO. 2014. FAOSTAT: Food and Agriculture Organisation of the United Nations: Statistics Division. Online: <https://www.fao.org/faostat/en/#home>

FAO. 2016. Forests, F. A. O. (2016). agriculture: Land-use challenges and opportunities. State of the World's Forests, 1545-2050.

FAO. 2023. *Land Resources Planning Tools. Soil and Water Assessment Tool (SWAT)*. <https://www.fao.org/land-water/land/land-governance/land-resources-planning-toolbox/category/details/en/c/1111246/>

Fausch K.D., Torgersen C.E., Baxter C.V., & Li H.W. 2002. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience*, 52, 483–498.

Gasith, A., & Resh, V.H. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30, 51-81.

GBIF, 2019. Enlace a GBIF: [www.gbif.es](http://www.gbif.es)

González Ávila, S., Campos Gómez, E., Gaspar García de Matos, D. & Oñorbe Esparraguera, M., (2023) *Análisis demostrativo de conectividad ecológica de ecoperfiles de especies en la península Ibérica*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. <https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/ecoperfiles/conectividad-ecoperfiles.pdf>

Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., et al., 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature* 569, 215–221.

Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., ... & Fargione, J. 2017. Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(44), 11645-11650.

Grizzetti B., Liqueste C., Pistocchi A., Vigiak O., Zulian G., Bouraoui F., De Roo A., & Cardoso A. C. 2019. Relationship between ecological condition and ecosystem services in European rivers, lakes and coastal waters. *Science of the Total Environment*, 671, 452-465.

Grzybowski M. & Glińska-Lewczuk K. 2019. Principal threats to the conservation of freshwater habitats in the continental biogeographical region of Central Europe. *Biodiversity and Conservation*, 28(14), 4065-4097.

Guerra, C. A., Pinto-Correia, T., & Metzger, M. J. 2014. Mapping soil erosion prevention using an ecosystem service-modeling framework for integrated land management and policy. *Ecosystems*, 17, 878-889.

Gurrutxaga, M., Lozano, P.J., del Barrio, G. 2010. GIS-Based Approach for Incorporating the Connectivity of Ecological Networks into Regional Planning. *Journal of Nature Conservation*, 18(4):318-326. DOI:10.1016/j.jnc.2010.01.005

Hadian S., Madani K. 2015. A system of systems approach to energy sustainability assessment: Are all renewables really green? *Ecological Indicators*, 52: 194-206.

Haines-Young, R. and M.B. Potschin 2018: *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*. Available from [www.cices.eu](http://www.cices.eu)

Harris, J. H. 1995. The use of fish in ecological assessments. *Australian Journal of Ecology*, 20, 65-80.

Hermoso V., Linke S., Prenda J., & Possingham H. P. 2011. Addressing longitudinal connectivity in the systematic conservation planning of fresh waters. *Freshwater Biology*, 56(1), 57-70.

Hermoso, V., Ward, D. P., Kennard, M. J. 2012. Using water residency time to enhance spatio-temporal connectivity for conservation planning in seasonally dynamic freshwater ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 49, 1028-1035.

Herrera Calvo P.M. 2013. Ecología del paisaje. Conectividad ecológica y territorio. Una aproximación al estado de la cuestión desde una perspectiva técnica y científica. [In Santos y Ganges & Herrera Calvo (coords.), 2013. Planificación espacial y conectividad ecológica. Los corredores ecológicos. Universidad de Valladolid. Dossier Ciudades, 1.]: 43-70.

Herrera Calvo P.M., Davies J., Baena P.M. 2014. *The Governance of Rangelands: collective action for sustainable pastoralism*. Earthscan from Routledge. 298pp.

Hu, H. and Wang, G.G., 2008. Changes in forest biomass carbon storage in the South Carolina Piedmont between 1936 and 2005. *Forest Ecology and Management* 255: 1400–1408. |

Iniesta-Arandia I., García del Amo D., García-Nieto A.P., Pineiro C., Montes C., Martín-López B. 2015. Factors influencing local ecological knowledge maintenance in Mediterranean watersheds: insights for environmental policies. *Ambio*, 44(4): 285–296.

IPCC. 2003. *Guía de Buenas Prácticas para las actividades de uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura*. Disponible en: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf.html>

IPCC. 2019. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.

Januchowski-Hartley, S.R., McIntyre, P.B., Diebel, M., Doran, P.J., Infante, D.M., Joseph, C., Allan, J.D. 2013. Restoring aquatic ecosystem connectivity requires expanding inventories of both dams and road crossings. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11, 211–217.

Jones, J., Börger, L., Tummers, J., Jones, P., Lucas, M., Kerr, J., Kemp, P., Bizzi, S., Consuegra, S., Marcello, L., Vowles, A., Belletti, B., Verspoor, E., Van de Bund, W., Gough, P., Garcia de Leaniz, C. 2019. A comprehensive assessment of stream fragmentation in Great Britain. *Science of the Total Environment*, 673, 756–76.

Keeley, A.T.H., Beier, P. & Gagnon, J.W. (2016) Estimating landscape resistance from habitat suitability: effects of data source and nonlinearities. *Landscape Ecology* 31, 2151–2162. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0387-5>

Landguth, E.L., Hand, B.K., Glassy, J., Cushman, S.A., Sawaya, M.A., 2012. UNICOR : a species connectivity and corridor network simulator. *Ecography* (Cop.). 9–14. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.07149.x>

Lange, K., Wehrli, B., Åberg, U., Bätz, N., Brodersen, J., Fischer, M., Hermoso, V., Reidy Liermann, C., Schmid, M., Wilmsmeier, L., Weber, C. 2019. Small hydropower goes unchecked. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 17, 256–258.

Lanzas, M., Sánchez-González, J. R., Casals, F., Morcillo, F., Guil, F., & Hermoso, V. 2022. Modelling the Distribution of Freshwater Fish Species to Update Natura 2000 Standard Data Forms in Spain. In *Biology and Life Sciences Forum* (Vol. 13, No. 1, p. 24). MDPI.2.

Linke, S., Turak, E., Asmyhr, A.G., Hose, G. 2019. 3D conservation planning: Including aquifer protection in freshwater plans refines priorities without much additional effort. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29, 1063–1072.

Maes J, Teller A, Erhard M, Grizzetti B, Barredo JI, Paracchini ML, Condé S, Somma F, Orgiazzi A, Jones A, Zulian A, Vallecilo S, Petersen JE, Marquardt D, Kovacevic V, Abdul Malak D, Marin AI, Czúcz B, Mauri A, Löffler P, Bastrup-Birk A, Biala K, Christiansen T, Werner B. 2018. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition*. Publications office of the European Union, Luxembourg.

Magalhaes, M.F., Beja, P., Schlosser, I.J., & Collares-Pereira, M.J. 2007. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, 52, 1494-1510.

MAGRAMA, 2014. Agricultura familiar. Secretaría General Técnica del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. *Revista Ambienta*, 107: 132 pp. [www.revistaambienta.es](http://www.revistaambienta.es)

MAGRAMA, 2015. *Informe Nacional sobre el Estado de la Biodiversidad para la Alimentación y la Agricultura*. Elaborado para el Informe FAO sobre el Estado de la Biodiversidad para la Alimentación y la Agricultura en el Mundo. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 324 pp. Madrid.

MAPA, 2019. Enlace a Guías de GIPs: <https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/sanidad-vegetal/productos-fitosanitarios/guias-gestion-plagas/default.aspx>

Martínez J., Auñón F.J., De Miguel J., Sánchez de Ron D., García del Barrio J. 2016. Visor web de la distribución de las principales especies forestales y sus regiones de procedencia en España. In *Avances en Biogeografía: Áreas de distribución: Entre puentes y barreras*. Editorial Universidad de Granada. pp. 37-46. <https://www.inia.es/serviciosyrecursos/recursosdocumentales/visualizadorescartograficos/visorcomparativodistribucionespeciesforestales/Paginas/Home.aspx>

Mateo Sánchez, M.C., Balkenhol, N., Cushman, S., Pérez, T., Domínguez, A., Saura, S., 2015. Estimating effective landscape distances and movement corridors : comparison of habitat and genetic data. *Ecosphere* 6, 1-16.

Mateo Sánchez, M.C., Cushman, S.A., Saura, S., 2014. Connecting endangered brown bear subpopulations in the Cantabrian Range (north-western Spain). *Animal Conservation*, 17, 430-440. <https://doi.org/10.1111/acv.12109>

McRae, B. H., Dickson, B. G., Keitt, T. H., & Shah, V. B. 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, 89(10), 2712-2724. <https://doi.org/10.1890/07-1861.1>

McRae BH, Kavanagh DM. 2011. *Linkage Mapper Connectivity Analysis Software*. The Nature Conservancy, Seattle, WA. Available from <https://linkagemapper.org>

Mitasova, H., Brown, W. M., Johnston, D., & Mitas, L. 1996. GIS tools for erosion/deposition modelling and multidimensional visualization. Part III: Process based erosion simulation. Geographic Modelling and Systems Laboratory, University of Illinois. Naciones Unidas. 2021. UN Statistical Commission. System of Environmental-Economic Accounting—Ecosystem Accounting, Final Draft, Version 5, February 2021.

Morales R., Tardío J., Aceituno L., Molina M., Pardo-de-Santayana M. 2011. Biodiversidad y etnobotánica en España. *Biodiversidad. Aproximación a la diversidad botánica y zoológica de España*. Real Sociedad Española de Historia Natural, Madrid, 157-207.

Muñoz, M.E.S., Giovanni, R., Siqueira, M.F., Sutton, T., Brewer, P., Pereira, R.S., Canhos, D.A.L. & Canhos, V.P. (2009) openModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. *Geoinformatica*. DOI: 10.1007/s10707-009-0090-7

Naciones Unidas. 2021. UN Statistical Commission. System of Environmental-Economic Accounting—Ecosystem Accounting, Final Draft, Version 5, February 2021.

Naciones Unidas. 2022. Guidelines on Biophysical Modelling for Ecosystem Accounting. United Nations Department of Economic and Social Affairs, Statistics Division, New York.

Nel, J.L., Reyers, B., Roux, D.J., Impson, N.D., & Cowling, R.M. 2011. Designing a conservation area network that supports the representation and persistence of freshwater biodiversity. *Freshwater Biology*, 56, 106-124.

Olivero Anarte, J. & Martín Taboada, A. (2021) *Propuesta metodológica AVN (Alto Valor Natural) homogénea para España. Informe final*. Universidad de Málaga. [https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/informefinalavn2021\\_tcm30-534475.pdf](https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/informefinalavn2021_tcm30-534475.pdf)

Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., ... & Hayes, D. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045), 988-993.

Pascual-Hortal, L., Saura, S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 21, 959-967. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-0013-z>

Pearson, R. G., Dawson, T. P., & Liu, C. (2004). Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. *Ecography*, 27 (3), 285-298. <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.0906-7590.2004.03740.x>

Pringle C.M. 2001. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. *Ecological Applications*, 11, 981-998.

Rabinowitz, D. (1981). Seven forms of rarity. En: the Biological Aspects of rare plant conservation, Hugh Synge (ed.) John Wiley & Sons Ltd. p. 205-217.

Real, R., Barbosa, A.M. & Vargas, J.M. (2006) Obtaining Environmental Favourability Functions from Logistic Regression. *Environmental and Ecological Statistics* 13, 237-245. <https://doi.org/10.1007/s10651-005-0003-3>

Reid A. J., Carlson A. K., Creed I. F., Eliason E. J., Gell P. A., Johnson P. T. J., Kidd K. A., Maccormack T. J., Olden J. D., Ormerod S. J., Smol J. P., Taylor W. W., Tockner K., Vermaire J. C., Dudgeon D., & Cooke S. J. 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849-873.

Reis, V., Hermoso, V., Hamilton, S.K., Bunn, S.E., Linke, S. 2019. Conservation planning for river-wetland mosaics: A flexible spatial approach to integrate floodplain and upstream catchment connectivity. *Biological Conservation*, 236, 356-365.

Rodríguez Gonzalez, J., del Barrio, G., & Duguay, B. (2008) Assessing functional landscape connectivity for disturbance propagation on regional scales—A cost-surface model approach applied to surface fire spread. *Ecological Modelling*, 211 (1-2), 121-141. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.08.028>

Sala O. E., Chapin F. S., Armesto J. J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L. F., Jackson R. B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D. M., Mooney H. A., Oesterheld M., Poff N. L., Sykes M. T., Walker B. H., Walker M., & Wall D. H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.

Sánchez de Dios, R., Sainz-Ollero, H. y Velázquez, J.C. (2019) *Descripción de métodos para estimar las tasas de cambio del parámetro 'Superficie ocupada' de los tipos de hábitat de bosque*. Serie Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 80pp.

Saura, S., Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83(2-3): 91-103. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>

Saura, S. & J. Torné. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24: 135-139.

Steinhoff-Knopp, B., Kuhn, T. K., & Burkhard, B. 2021. The impact of soil erosion on soil-related ecosystem services: development and testing a scenario-based assessment approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(Suppl 1), 274.

Tardío J., Pardo de Santayana M., Morales, R., Molina, M., Aceituno, L. (editores). 2018. *Inventario Español de los Conocimientos Tradicionales Relativos a la Biodiversidad Agrícola*. Volumen 1. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 420 pp.

Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., Taylor, P.D., Fahrig, L., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68, 571-573.

Taylor, P.D., Fahrig, L., & With, K.A. 2006. Landscape connectivity: a return to the basics. In K.R. Crooks & M. Sanjayan (Eds.), *Connectivity Conservation* (pp. 29–43). Cambridge University Press, Cambridge.

Tickner, D., Opperman, J., Abell, R., et al., 2020. Bending the curve of global freshwater biodiversity loss: an emergency recovery plan. *Bioscience* 70, 330–342.

Trainor, A.M., Walters, J.R., Morris, W.F. et al. (2013) Empirical estimation of dispersal resistance surfaces: a case study with red-cockaded woodpeckers. *Landscape Ecology* 28, 755–767. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9861-5>

Vallecillo, S., La Notte, A., Zulian, G., Ferrini, S., Maes, J., 2019. Ecosystem services accounts: Valuing the actual flow of nature-based recreation from ecosystems to people. *Ecological Modelling* 392: 196–211. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.09.023>

Vallecillo, S., Kakoulaki, G., La Notte, A., Feyen, L., Dottori, F., & Maes, J. 2020. Accounting for changes in flood control delivered by ecosystems at the EU level. *Ecosystem Services*, 44, 101142.

Velasco Muñoz J.F., Aznar Sánchez J.Á. 2016. La valoración económica de los ecoservicios en los agroecosistemas en España: Marco conceptual y metodológico. *Pecvnia: Revista de la Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, Universidad de León*, 22: 75–93.

Vos, C. C., Verboom, J., Opdam, P. F., & Ter Braak, C. J. 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist*, 157(1), 24–41. <https://doi.org/10.1086/317004>

Ward, J.V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8, 2–8.

Wiedmann et al., 2015. Wiedmann, T. O., Schandl, H., Lenzen, M., Moran, D., Suh, S., West, J., & Kanemoto, K. 2015. The material footprint of nations. *Proceedings of the national academy of sciences*, 112(20), 6271–6276.


Woodbury, P.B., Smith, J.E., Heath, L.S., 2007. Carbon sequestration in the U.S. forest sector from 1990 to 2010. *Forest Ecol. Manage.* 241: 14–27.

Zeller, K.A., McGarigal, K. & Whiteley, A.R. (2012) Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology* 27, 777–797. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9737-0>

Zuazu Bermejo A, del Barrio G, Ruiz Richi E & Simón JC. (2024) *Evaluación de la conectividad ecológica de tipos de hábitat en España e identificación de una red integrada de corredores*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Madrid. <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/infraestructura-verde/con-ecologica.html>

Zulian, G., Maes, J., Paracchini, M., 2013a. Linking Land Cover Data and Crop Yields for Mapping and Assessment of Pollination Services in Europe. Land 2: 472.

Zulian, G., Paracchini, M.L., Maes, J., Liqueste, C., 2013b. ESTIMAP: Ecosystem services mapping at European scale. EUR 26474 EN. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2013.



La Guía metodológica para la Identificación de los elementos de Infraestructura Verde de España ha sido elaborada con la finalidad de responder a la necesidad de ofrecer metodologías prácticas y unificadas para la identificación y cartografía de elementos territoriales a incorporar a la red básica de Infraestructura Verde, evitando incoherencias entre las distintas escalas geográficas y Administraciones. Desde la base fundamental de la conservación de la biodiversidad, la Infraestructura Verde se identifica para asegurar el suministro de servicios de los ecosistemas y la conectividad ecológica, partiendo de los conceptos fundamentales recogidos en la Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológica. La Guía propone un enfoque metodológico para la evaluación y representación espacial de áreas del territorio con capacidad para ofrecer múltiples servicios de los ecosistemas, así como integrarlas con áreas clave para la conservación de la biodiversidad y el análisis de la conectividad terrestre y fluvial. Con ello pretende determinar sobre el territorio una Infraestructura Verde orientada a la conservación y la restauración. Esta 3ª edición de la Guía ha sido sometida a una exhaustiva revisión, que incluye la actualización de las metodologías para evaluar y cartografiar los servicios de los ecosistemas y la conectividad ecológica.