



EFECTOS DEL OZONO EN LA VEGETACIÓN Y LOS ECOSISTEMAS



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE CIENCIA
E INNOVACIÓN

Ciemat

Centro de Investigaciones
Energéticas, Medioambientales
y Tecnológicas

U
E
23



EFECTOS DEL OZONO EN LA VEGETACIÓN Y LOS ECOSISTEMAS



GOBIERNO
DE ESPAÑA

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



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE CIENCIA
E INNOVACIÓN

Ciemat
Centro de Investigaciones
Energéticas, Medioambientales
y Tecnológicas

U
23

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

Título: Efectos del ozono en la vegetación y los ecosistemas

Dirección: Marta Muñoz Cuesta, DGCEA.

Coordinación: Natalia Alonso Sopeña, DGCEA

Autores: Ignacio González Fernández¹, Rocío Alonso del Amo¹, Victoria Bermejo Bermejo¹, Susana Elvira Cózar¹, Héctor García Gómez¹, Marta García Vivanco², Isaura Rábago Juan-Aracil¹, Mark Theobald².

1 Unidad de Ecotoxicología de la Contaminación Atmosférica.

2 Unidad de Modelización Atmosférica.

Departamento de Medio Ambiente – Centro Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT).

Colaboradores: Victoria Gil, Juan Luis Garrido y Coralina Hernández (UNIMA-CIEMAT); Vicent Calatayud Llorente (Centro Estudios Ambientales del Mediterráneo); Josep Peñuelas (Centro de Investigaciones Ecológicas y Aplicaciones Forestales); David Elustondo y Jesús Miguel Santamaría (Laboratorio Integrado de Calidad Ambiental/Universidad de Navarra); Felicity Hayes (CEH Bangor, Reino Unido).

Este libro se ha editado gracias al Protocolo de colaboración entre la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental (DGCEA) del Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico y el Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT) en materia de contaminación atmosférica.



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Edita:
Subsecretaría
Gabinete Técnico

Edición: 2023

NIPO: 665-23-105-X

ISBN: 978-84-18778-17-9

Maquetación: Advantia Comunicación Gráfica, S.A

Índice

Presentación.....	5
1. Introducción.....	7
2. El ozono troposférico	11
2.1 El ozono estratosférico y troposférico	11
2.2 Variación temporal de la concentración de ozono troposférico.....	13
2.3 Variación espacial de la concentración de ozono troposférico	16
2.4 El ozono en España	19
3. Efectos del ozono en cultivos y vegetación.....	29
3.1 Métodos de estudio	29
3.2 Absorción del ozono por las plantas	35
3.3 Efectos del ozono desde la escala celular a la de organismo	37
3.4 Síntomas visibles	40
3.5 Efectos del ozono en cultivos	46
3.6 Efectos del ozono en especies herbáceas silvestres.....	50
3.7 Efectos del ozono en bosques	55
4. Efectos del ozono en el funcionamiento de los ecosistemas y la biodiversidad.....	63
4.1 Efectos sobre la biodiversidad	63
4.2 Efectos en los servicios ecosistémicos	67
5. Análisis del riesgo de efectos en la vegetación derivados de la exposición al ozono	71
5.1 Análisis de riesgo basado en la concentración de ozono en el aire (relaciones exposición-respuesta)	72
5.2 Análisis de riesgo basado en la dosis de ozono absorbida por la planta (relaciones dosis-respuesta)	75
5.3 Comparativa entre análisis de riesgo de efectos basados en índices de exposición y dosis.....	79
6. Marcos normativos para el control del ozono troposférico	81
6.1 Convención del Aire (CEPE-ONU)	81
6.2 Legislación europea relativa al ozono troposférico.....	85
7. La contaminación por ozono y el cambio global. Retos para el futuro	87
8. Bibliografía para ampliar información	93
9. Anexos	101
Anexo 1 Especies representativas por zona biogeográfica disponibles para análisis de riesgo de efectos del ozono sobre la vegetación.....	101
Anexo 2 Niveles críticos de ozono basados en la exposición acumulada (AOT40) recogidos en Anexo I del Protocolo de Gotemburgo (1999) de la Convención del Aire	102
Anexo 3. Niveles críticos de ozono basados en la dosis absorbida de ozono (PODy) Convención del Aire.....	102
Anexo 4. Valores objetivo para ozono troposférico en la Directiva Europea de calidad del aire	103



Presentación

La ciencia, y los organismos internacionales relacionados, llevan años advirtiendo de los riesgos asociados a la contaminación atmosférica y a la mala calidad del aire, con graves perjuicios para la salud y el medio ambiente. En los últimos años, tanto en el ámbito nacional como en el europeo, se han aprobado normas que pretenden disminuir las emisiones de distintos compuestos contaminantes y los niveles de su presencia en la atmósfera. Todas ellas tienen como fin evitar o disminuir los daños que la contaminación atmosférica pueda ocasionar tanto a las personas como al medio ambiente en general.

Dado el carácter global y transfronterizo de la contaminación atmosférica, a nivel internacional, conviene destacar el papel desarrollado por la Convención del Aire (CLRTAP por sus siglas en inglés), foro internacional de negociación creado en 1979 con el objeto de disponer de un marco internacional de negociación para permitir a los países establecer un control eficiente de las emisiones de contaminantes. Es en la Convención del Aire donde se desarrollan las herramientas para la evaluación y el establecimiento de objetivos de limitar las emisiones a las que están expuestos la población y los ecosistemas mediante el establecimiento de niveles óptimos de exposición y de depósito de los contaminantes.

A nivel europeo, muestra de la preocupación por estos temas de contaminación atmosférica y calidad del aire, se ha puesto en marcha el Plan de Acción Contaminación Cero. Para llegar a alcanzar el compromiso adquirido en dicho Plan, se encuentran en revisión, la directiva de calidad del aire para tratar de adecuarse a los nuevos valores de la Organización Mundial de la Salud de protección de la salud ante la contaminación atmosférica, así como la revisión de varias de las directivas con influencia en la regulación de las principales fuentes emisoras de contaminantes atmosféricos.

Desde este Ministerio nos complace enormemente la publicación de las páginas que vienen a continuación que quieren llamar la atención sobre dos aspectos peculiares. De una parte, la importancia y complejidad que tiene un contaminante como el ozono troposférico, considerado como uno de los principales contaminantes y el gran reto europeo, tanto en la comprensión de su comportamiento como en las políticas para su reducción. El ozono, al ser un contaminante secundario, formado a partir de otros que son los que realmente se emiten, con fuerte influencia también de la radiación solar, sigue unos ciclos de formación, dispersión y deposición característicos. De otra parte, los efectos que produce sobre la vegetación, una de las componentes principales del medio, tanto en su vertiente natural (bosques, biodiversidad, etc.), como en la productiva (sobre todo, en forma de cultivos).

Los antecedentes del trabajo que se presenta es el resultado de muchos años de colaboración entre el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico y el Centro de Investigaciones Energéticas Medioambientales y Tecnológicas, organismo importante como parte del asesoramiento científico a la Convención del Aire, actualizando los trabajos iniciados en el año 2008 relativos a las cargas y niveles críticos de los contaminantes atmosféricos. Con esta publicación, se pretende ser un medio de divulgación eficaz para dar a conocer al público en general un problema del que a veces no somos lo suficientemente conscientes.

Es prioridad para este Ministerio profundizar en el conocimiento del ozono y sus efectos, así como en su divulgación, se considera una tarea vital para poder aportar soluciones al mismo. Una buena calidad del aire contribuirá a un mundo más habitable y justo para todos, que permita asegurar el mantenimiento de los recursos naturales y de la biodiversidad para las generaciones venideras.

Marta Gómez Palenque

Directora general de Calidad y Evaluación Ambiental,
Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico



Introducción

El desarrollo de las actividades humanas produce emisiones de gases y partículas al aire que provocan alteraciones en las propiedades y funciones de la atmósfera. Estas emisiones pueden cambiar la composición de la atmósfera, bien aumentando la concentración de algunos de sus componentes naturales, o bien introduciendo elementos extraños a su composición, lo que conocemos en su conjunto como contaminación atmosférica. La contaminación atmosférica es uno de los principales problemas ambientales de nuestro tiempo, que se manifiesta a distintas escalas, desde eventos de naturaleza local, a fenómenos transcontinentales y globales que pueden llegar a cambiar las condiciones de vida del ser humano y de los ecosistemas en todo el planeta. Los fenómenos de contaminación atmosférica presentan además múltiples interrelaciones con otros desafíos medioambientales como el cambio climático, por lo que se considera otro de los factores fundamentales del cambio global.

El ozono troposférico está considerado en la actualidad como uno de los principales contaminantes atmosféricos en Europa, debido a su amplia distribución geográfica y especialmente a los efectos que provoca sobre la salud humana, los materiales, la vegetación y sobre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas. Además, el ozono es un gas de efecto invernadero que contribuye al calentamiento global, estando directamente implicado en el cambio climático.

Los problemas derivados de la contaminación atmosférica han obligado a establecer políticas y estrategias de gestión medioambiental comunes que permitan controlar la contaminación atmosférica. Desde 1979, la Convención del Aire (*Air Convention*), o Convenio de Ginebra sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia (*Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, CLRTAP*), desarrollado en el marco de la Comisión Económica para Europa de Naciones Unidas (CEPE/ONU), ha reunido la base científica y tecnológica para negociar protocolos vinculantes para la reducción de las emisiones de contaminantes atmosféricos de los países firmantes. Estos protocolos deben ser posteriormente ratificados por los países, comprometiéndose a reflejarlos mediante políticas propias específicas. El funcionamiento de la Convención del Aire se basa en la cooperación política, científica, de vigilancia e intercambio de información, constituyendo un ejemplo de los resultados que se pueden obtener a través de cooperación intergubernamental.

La Unión Europea también ha desarrollado una normativa sobre el control de las emisiones de contaminantes atmosféricos y ha establecido unos valores estándares de calidad del aire para la protección de la salud y la vegetación y los ecosistemas. Esta legislación obliga a los países a medir, evaluar e informar sobre los niveles de calidad del aire y a desarrollar planes específicos para la reducción de los efectos negativos de la contaminación atmosférica. Las normativas de la Unión Europea recogen algunas de las metodologías desarrolladas por la Convención del Aire para el control de la contaminación atmosférica.

Los protocolos y normativas que se establecen para la reducción de la contaminación atmosférica se basan en el conocimiento científico disponible hasta ese momento, por lo que se encuentran en un proceso de continua revisión. Por ello, es imprescindible potenciar la investigación que permita establecer las dimensiones del problema, la cuantificación de los efectos, tanto en la salud humana como en el medio ambiente, y la optimización de las estrategias de gestión medioambiental, tomando en consideración los avances más recientes en el conocimiento científico y técnico.

El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (en adelante MITECO) está decididamente interesado en asegurar el control de la contaminación atmosférica para reducir los daños en la salud humana y el medio ambiente. A través de su participación en organismos internacionales, de actuaciones conjuntas con ayuntamientos y comunidades autónomas, y mediante la colaboración con diferentes organismos de investigación, este ministerio promueve planes de mejora de la calidad del aire y el desarrollo del conocimiento científico necesario para establecer un mejor control de la contaminación atmosférica basado en los efectos que provoca.

Fruto de este interés, surge este libro con el fin de divulgar los problemas asociados a la contaminación por ozono y sus efectos sobre la vegetación y los ecosistemas. Con este libro se pretende dar a conocer el problema del ozono troposférico y sus efectos en la vegetación y los ecosistemas, los estudios realizados o que se están realizando actualmente en España, las actividades de la Convención del Aire, la legislación que se encuentra en vigor para asegurar la protección de los ecosistemas y por último, identificar los retos futuros que nos plantea este contaminante en el marco del cambio global.





El ozono troposférico

2.1- El ozono estratosférico y troposférico

El ozono es un gas incoloro altamente reactivo formado por tres átomos de oxígeno (O_3). Este gas es un componente natural de la atmósfera presente en sus dos capas inferiores: la troposfera (desde la superficie terrestre hasta unos 10 km de altura) y la estratosfera (entre 10-50 km por encima de la superficie terrestre). Al ozono se le conoce principalmente por su papel protector frente a la radiación ultravioleta en la estratosfera, donde se localiza el 90% del ozono atmosférico, formando la llamada “capa de ozono”. Esta capa filtra la mayor parte de la radiación solar ultravioleta (longitudes de onda inferiores a 300 nm), que es altamente perjudicial para los seres vivos, permitiendo el mantenimiento de la vida sobre la Tierra. La destrucción de la capa de ozono estratosférico como consecuencia de la emisión de determinados compuestos químicos de origen antropogénico, es la causa del llamado “agujero de ozono”. Un problema tal vez menos conocido, pero igualmente importante, es el incremento de los niveles de ozono en la troposfera, donde el ozono está considerado actualmente como uno de los contaminantes atmosféricos más importantes.

El ozono también es un componente natural de la troposfera, donde se encuentra generalmente en concentraciones bajas. El ozono troposférico natural procede tanto del transporte desde la estratosfera, como de la propia formación fotoquímica que ocurre en la troposfera. La generación de ozono en la atmósfera se produce mediante reacciones químicas entre compuestos orgánicos volátiles (COV), monóxido de carbono (CO) y óxidos de nitrógeno (NO_x) en presencia de la radiación solar. Estos compuestos se conocen como los precursores de la formación de ozono. En una atmósfera no alterada por la actividad humana estas reacciones forman parte del ciclo del carbono, al transformar los COV que se emiten de forma natural (por la vegetación, la actividad biológica de las zonas húmedas, etc.) en dióxido de carbono y vapor de agua. Pero en las regiones directamente influenciadas por las emisiones antropogénicas, los altos niveles emitidos de NO_x actúan como catalizadores para la formación de ozono a partir de los COV, cuyos niveles a su vez también se elevan como consecuencia de la actividad urbana e industrial. De esta manera, las concentraciones de ozono en la troposfera pueden alcanzar valores por encima del fondo natural, constituyendo un problema de contaminación atmosférica.

El ozono troposférico no ejerce la función protectora que cumple en la estratosfera sino que por el contrario, dada su alta reactividad y su fuerte capacidad oxidante, cuando sus niveles se elevan por encima del fondo natural, puede provocar efectos adversos en los materiales (derivados de sus efectos corrosivos), en la salud humana (relacionados con problemas en las vías respiratorias), y en la vegetación y los ecosistemas, a los que se dedicarán los siguientes apartados.

El ozono troposférico no solo es un contaminante del aire, además actúa como gas de efecto invernadero. Según el IPCC, el forzamiento radiativo total, una medida del potencial de calentamiento de la atmósfera de los gases de efecto invernadero, provocado por el O_3 troposférico es de $0,40 \text{ W m}^{-2}$ solo por detrás del CO_2 y el metano. Además del impacto directo en el calentamiento atmosférico, actúa de forma indirecta sobre el cambio climático a través de sus efectos adversos sobre la vegetación, por ejemplo mediante sus efectos en la fotosíntesis que reducen la capacidad de absorción de CO_2 , lo que lleva al aumento indirecto de la concentración de CO_2 en la atmósfera.

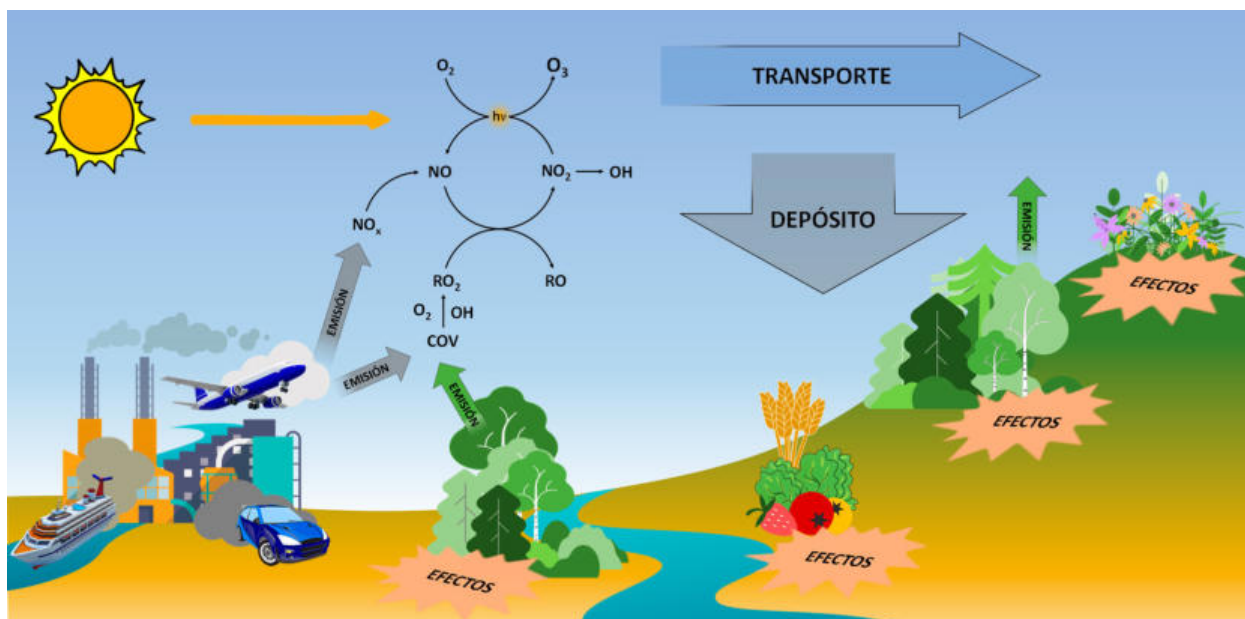


Figura 1. Ciclo del ozono y procesos relacionados: formación fotoquímica del ozono a partir de las emisiones de sus precursores, óxidos de nitrógeno (NO₂, NO) y compuestos orgánicos volátiles (COV); relación con las condiciones meteorológicas, procesos de transporte y depósito del contaminante y efectos en cultivos y ecosistemas.

Debido a que el ozono es un gas que no se emite directamente por ninguna fuente concreta, se le clasifica entre los contaminantes secundarios, a diferencia de los contaminantes primarios, como, entre otros, el dióxido de azufre (SO₂), que se emite de forma directa con la quema de combustibles fósiles (carbón, gasolinas etc.) o las erupciones volcánicas, o los óxidos de nitrógeno (NO₂, NO), cuya fuente más importante es el tráfico, la combustión de biomasa o los incendios. Los niveles de ozono registrados en un determinado lugar son el resultado de un equilibrio dinámico entre los procesos de formación, transporte, depósito y destrucción de ozono, que vienen determinados por una combinación de factores meteorológicos, fotoquímicos, factores relacionados con la cubierta del suelo y por la distancia a los focos emisores de los compuestos precursores (Figura 1). La producción de ozono troposférico es máxima cuando coinciden concentraciones elevadas de precursores con unas condiciones meteorológicas que favorezcan las reacciones fotoquímicas entre ellos, como son las temperaturas elevadas, una alta radiación solar y la ausencia de lluvias y vientos fuertes. Estas condiciones se están viendo favorecidas en el contexto del cambio climático.

El ozono generado en la troposfera llega a alcanzar una vida media de semanas, pudiendo transportarse a grandes distancias dependiendo de las condiciones meteorológicas y de la altitud. Así, en las altitudes más bajas, el ozono se mantiene aproximadamente una semana, mientras que en la troposfera superior puede permanecer varios meses. De esta manera, las concentraciones de este contaminante pueden ser el resultado de la mezcla del ozono generado a partir de emisiones locales, del formado a partir de precursores emitidos en zonas lejanas, incluso procedentes de otro continente, del ozono transportado desde zonas alejadas y también de las intrusiones procedentes de la estratosfera. Este comportamiento complica las estrategias para controlar el ozono, constituyendo un problema complejo tanto a escala regional como continental.

2.2- Variación temporal de la concentración de ozono troposférico

El equilibrio dinámico entre los procesos de formación, transporte, depósito y destrucción que determinan la concentración de ozono en la atmósfera, depende de factores como los patrones de emisión de los compuestos precursores del ozono, la distancia a los focos de emisión, la cubierta vegetal y, de manera decisiva, de las condiciones meteorológicas. Todos estos condicionantes hacen que las concentraciones de ozono de una localidad sean difíciles de extrapolar a otras relativamente cercanas, ya que presentan una gran variación espacial y temporal.

Los niveles de ozono presentan, en general, un marcado ciclo diario; los valores máximos se alcanzan a mediodía, cuando la radiación solar es más intensa y la temperatura es más elevada, y descienden al caer la tarde, siendo mínimos durante la noche (Figura 2). Estos valores mínimos en las horas nocturnas se deben, principalmente, a la actuación conjunta de dos procesos: la interrupción de la producción de nuevas moléculas de ozono durante la noche por falta de radiación solar, y la destrucción de las moléculas de ozono al entrar en contacto con diversas superficies terrestres como son la vegetación, las aguas, los materiales o los suelos.

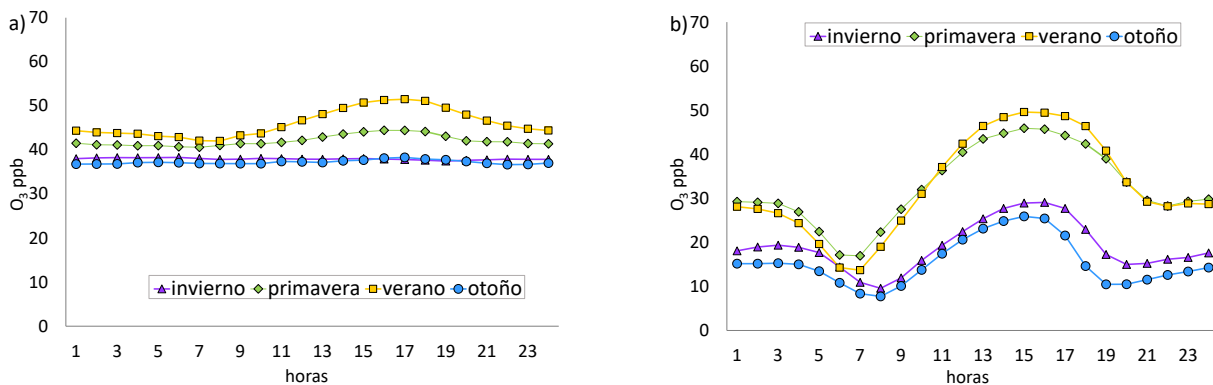


Figura 2. Variación diaria y estacional de la concentración de ozono troposférico. a) Ciclo diario medio en la estación rural de fondo Cotos (1850 m de altitud, Madrid) y b) en la estación urbana de Fuenlabrada, durante las distintas estaciones del año (promedio 2009-2010). Fuente de los datos: CIEMAT, adaptado de Elvira et al. (2016), y Red de Calidad del Aire de la Comunidad de Madrid.

Además de esta variación diaria, la concentración de ozono también varía dependiendo de la época del año. En estaciones de medida ubicadas en zonas remotas, no afectadas directamente por fuentes de contaminantes cercanas, se ha detectado que existe un ciclo anual natural cuyo máximo se sitúa a en los meses de verano debido al aumento de las temperaturas y de la radiación solar. También se observan valores altos al inicio de la primavera que en algunos casos se han relacionado con la acumulación de precursores durante el invierno, época en la que presentan una reactividad reducida debido a las bajas temperaturas y a la menor intensidad de la radiación solar típicas de esta estación. También interviene en este máximo primaveral la frecuencia mayor de intrusiones de ozono de la estratosfera.

En zonas afectadas directamente por fuentes emisoras de precursores de ozono, las máximas concentraciones ocurren generalmente en primavera y verano, cuando las condiciones meteorológicas favorecen las reacciones fotoquímicas que forman el ozono (Figura 2b).

Las emisiones de los compuestos precursores del ozono y las condiciones meteorológicas varían también a lo largo de los años, provocando fluctuaciones interanuales en las concentraciones medias de este contaminante, en los valores máximos o en el patrón temporal en que suceden estos máximos (Figura 3). Estas variaciones interanuales complican el estudio de las tendencias temporales de los niveles de ozono y el análisis de la efectividad de las políticas adoptadas para controlar la contaminación atmosférica. Considerando esta variación interanual, la normativa europea y española actualmente en vigor para el control de la calidad del aire basa los objetivos de calidad para ozono que aseguren la protección de la salud humana y la vegetación en valores promedios correspondientes a varios años consecutivos (tres años en los índices de protección de la salud humana y cinco para la protección de la vegetación) (véase capítulo 6).

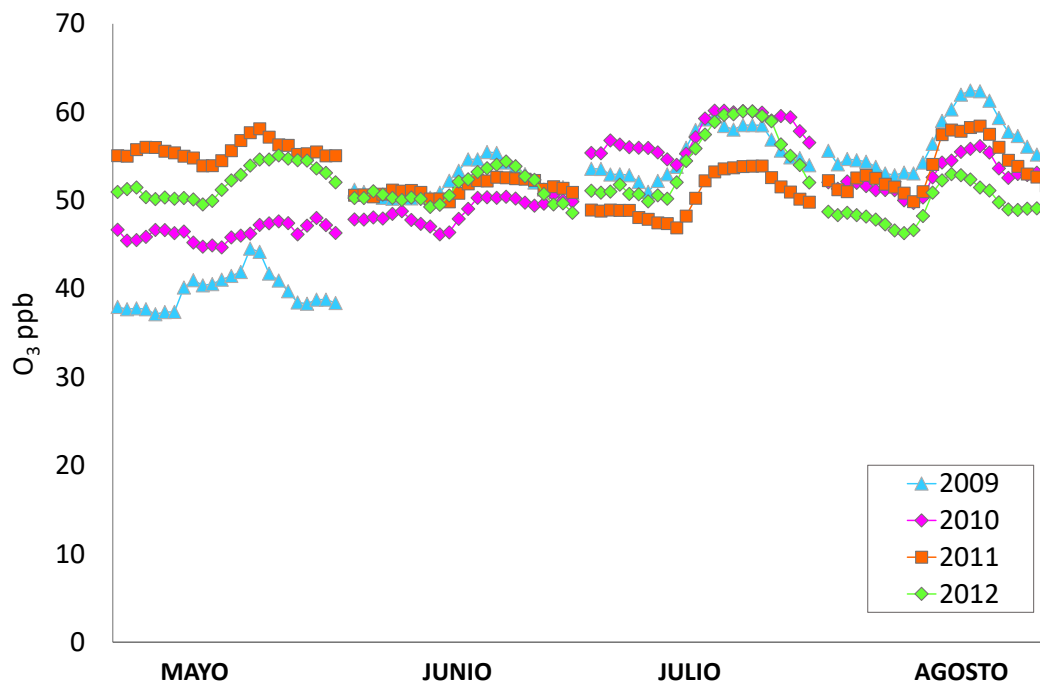


Figura 3. Variación interanual de la concentración de ozono troposférico. Ciclo diario medio durante cuatro años consecutivos entre los meses de mayo y agosto. Estación de medida ubicada en la Sierra de Guadarrama (Alto de Guarramillas, 2262 m, Madrid). Fuente de los datos: CIEMAT, adaptada de Elvira et al. (2016).

Tendencias de las concentraciones de ozono

La detección de tendencias en la concentración de ozono es muy complicada debido a la elevada variabilidad interanual, los ciclos estacionales y la compleja distribución espacial que presenta su concentración en superficie. Sin embargo, parece haber consenso en que se produjo un incremento muy importante en las concentraciones de ozono troposférico en Europa a lo largo del siglo XX. Los estudios de series temporales de ozono en superficie en Europa muestran un incremento en la concentración, en promedio anual, hasta aproximadamente el año 2000, momento a partir del cual los niveles de ozono troposférico parecen estabilizarse (Cooper et al., 2014). Aunque en otras regiones del mundo, como en el sur y este de Asia, sí se observa un continuo aumento de estas concentraciones, en los observatorios más remotos (Mauna Loa en el Pacífico) la estabilización de los niveles de ozono se da igualmente desde principios del presente siglo.

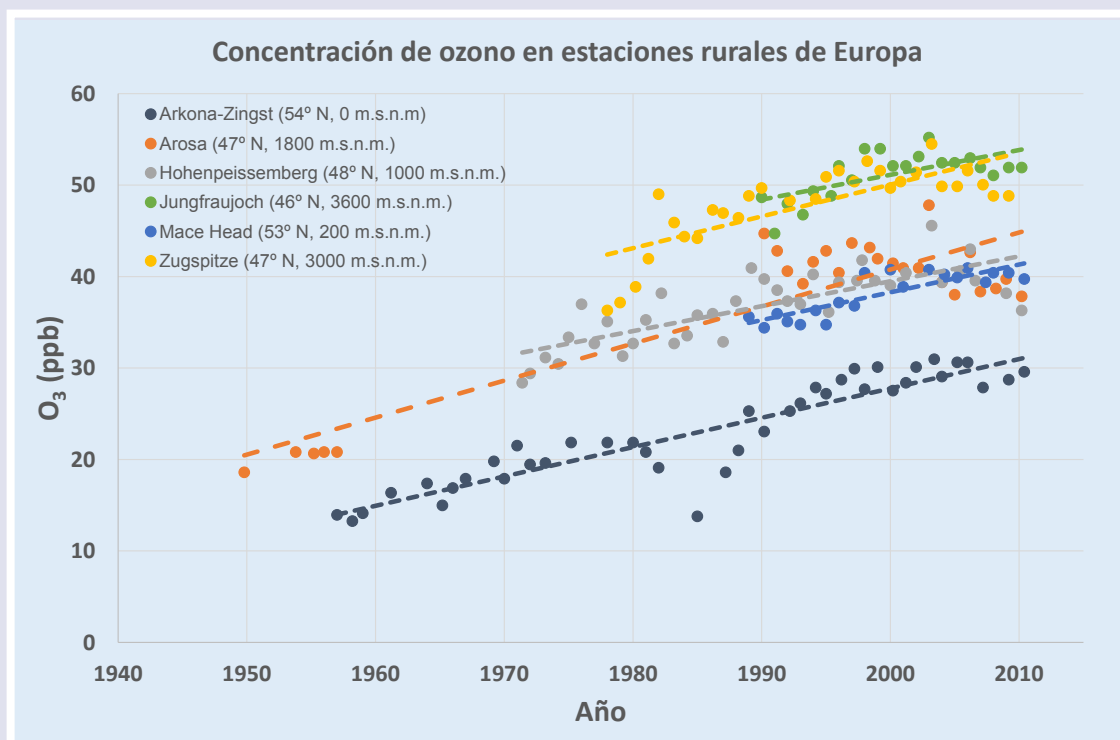


Figura 4. Series temporales de concentración de ozono en superficie (promedio anual) en emplazamientos rurales y remotos de Europa desde 1950. Las líneas indican la tendencia lineal durante toda la serie temporal. Fuente: adaptado de Cooper et al. (2014).

En cuanto a las posibles tendencias futuras, de mantenerse las emisiones de precursores actuales, los modelos atmosféricos predicen un progresivo aumento del ozono troposférico durante el siglo XXI en la mayor parte de Europa y otras zonas del planeta (principalmente en el este de Asia), asociado al cambio climático. Este probable aumento está ligado a una mayor frecuencia de veranos más cálidos y secos, y olas de calor, que favorecen las condiciones para las reacciones fotoquímicas que generan ozono. Sin embargo, los escenarios futuros basados en mitigaciones importantes de emisiones de contaminantes atmosféricos y gases de efecto invernadero a nivel internacional conducen a una previsión de reducción de la concentración promedio de ozono troposférico a escala global para finales del siglo XXI.

2.3- Variación espacial de la concentración de ozono troposférico

La distribución espacial del ozono viene determinada por las reacciones de formación y destrucción del ozono en la atmósfera, condicionadas por factores climáticos (especialmente la radiación solar), topográficos y la concentración de precursores. Esta distribución presenta una peculiaridad respecto a otros contaminantes atmosféricos, ya que las concentraciones más elevadas se alcanzan generalmente en las zonas rurales o peri-urbanas que rodean a ciudades o centros de emisión de precursores y situadas en la dirección de los vientos dominantes.

En el interior de las ciudades y cerca de las fuentes de emisión de precursores, las altas emisiones de óxidos de nitrógeno procedentes principalmente del tráfico, participan en los procesos de destrucción del ozono manteniendo sus niveles relativamente moderados.

En zonas montañosas, la distribución de las concentraciones de ozono puede ser muy heterogénea, estando marcada por los procesos meteorológicos asociados a un relieve complejo, principalmente por el régimen de vientos de ladera y valle. En estas áreas, es frecuente que se observe un aumento de los niveles de ozono con la altitud. Este incremento se ha asociado a una mayor intensidad de radiación solar en las zonas elevadas que favorece las reacciones fotoquímicas, y a un mayor intercambio de gases con las capas más altas de la troposfera donde el ozono puede acumularse y transportarse a largas distancias. Además, en las zonas de montaña, el perfil diario de las concentraciones de ozono difiere del que se registra en el fondo de los valles, presentando valores más elevados y una menor oscilación diaria (Figura 5). Las zonas elevadas mantienen unas concentraciones de fondo estables y frecuentemente elevadas durante todo el día, sin que se produzca un descenso marcado durante las horas nocturnas.

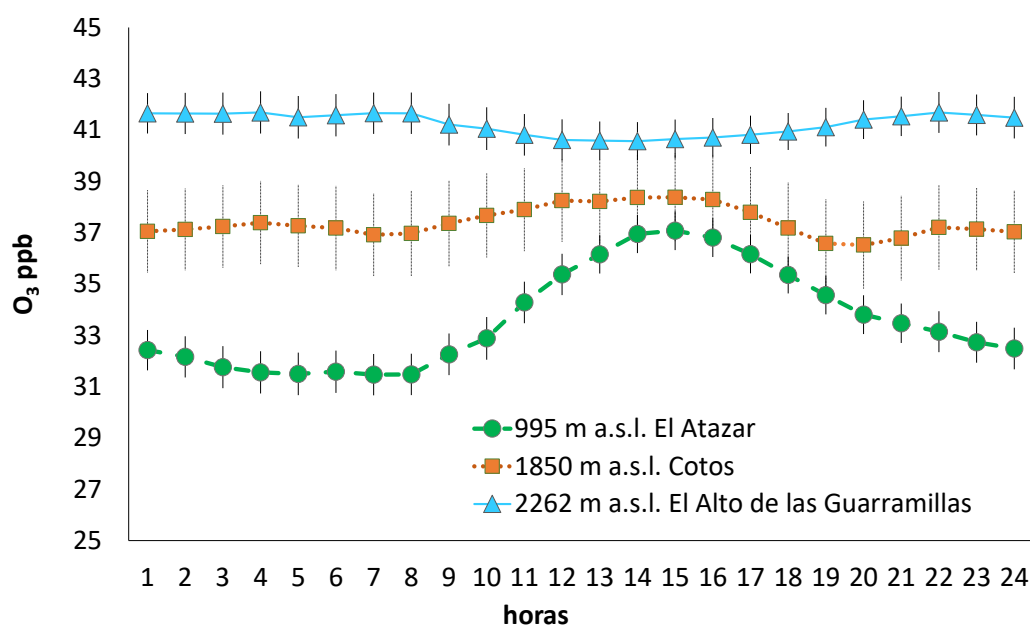


Figura 5. Variación de la concentración de ozono troposférico con la altitud: Ciclo diario medio estacional (otoño) tres localidades a diferente altitud de la Sierra de Guadarrama: El Atazar (995 m), Cotos (1850m) y El Ato de Guarramillas (2262 m). Las barras verticales corresponden a la desviación estándar del valor medio. Fuente de los datos: CIEMAT, adaptado de Elvira et al. (2016) y Red de Calidad del Aire de la Comunidad de Madrid.

En zonas costeras, la concentración de ozono y su distribución espacial presentan una dinámica muy relacionada con la topografía, el régimen de brisas y los procesos de recirculación asociados a ellas. Durante el día, la brisa transporta los contaminantes emitidos en los centros industriales y urbanos costeros hacia el interior, siguiendo la topografía de los valles que se abren al mar. Durante este transporte, se produce ozono a partir de las reacciones fotoquímicas entre sus precursores, ozono que tiende a acumularse en las capas atmosféricas más altas (Figura 6). Al caer la tarde, se invierte la dirección de la brisa y las capas de aire enriquecidas en ozono (estratos de ozono) se desplazan hacia el mar donde se acumulan a cierta altitud. Al día siguiente, las capas estratificadas sobre el mar y enriquecidas en ozono penetran de nuevo hacia el interior de los valles empujadas por la brisa. Se establece así un proceso recirculatorio que puede mantenerse durante varios días y que va produciendo un incremento progresivo del ozono en las masas de aire que penetran desde la costa hacia el interior siguiendo los valles. Estas masas de aire en altura enriquecidas en ozono pueden además desplazarse a largas distancias generando un problema de contaminación a escala regional.

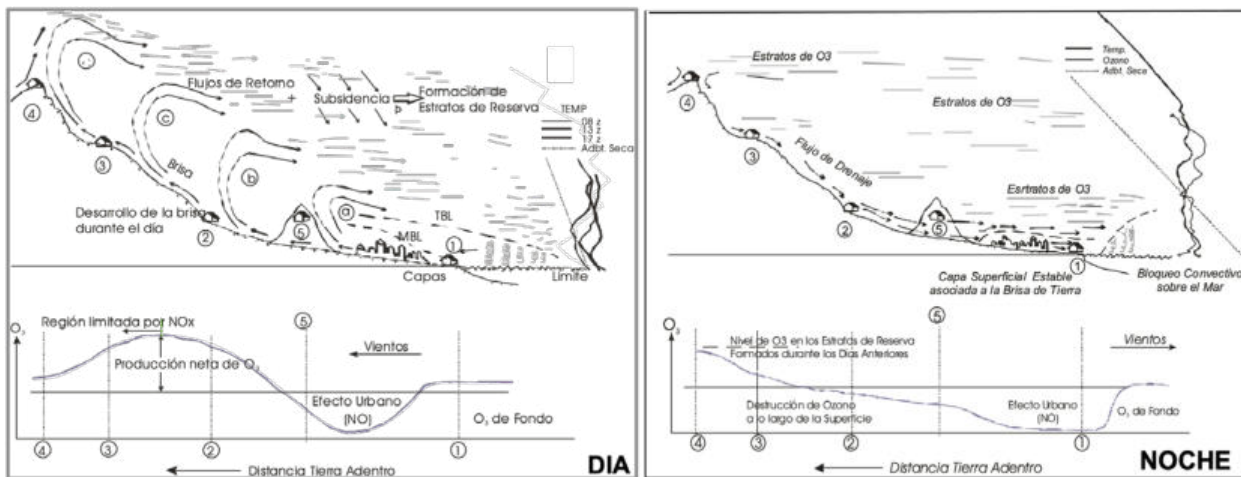


Figura 6. Dinámica del ozono en las zonas costeras del este peninsular. Procesos de recirculación de las masas de aire cargadas de ozono debido al régimen de brisas en la costa mediterránea durante el día (derecha) y la noche (izquierda). Fuente: CEAM, adaptado de Millán et al. (2000), J.Appl.Meteorol.Clim 39(4), 487-508, © American Meteorological Society, utilizado con permiso.

Distribución del ozono a escala mundial y europea

Las observaciones disponibles en el hemisferio norte indican que las zonas con mayores concentraciones de ozono troposférico se sitúan en el sudoeste de Estados Unidos, la cuenca mediterránea, norte de la India, este de China, Corea del Sur y Japón. Las estaciones de monitorización disponibles en el hemisferio sur, indican que la concentración de ozono es, en general, menor que en el hemisferio norte. Sin embargo, la mayoría de las estaciones de medición de ozono en superficie con series temporales largas en el hemisferio sur presentan tendencias positivas desde 1995, al contrario que en el hemisferio norte.

En Europa, se observa un gradiente espacial de concentración (Figura 7), con los valores más bajos generalmente localizados en las zonas atlántica y boreal (noroeste y norte) y los valores más elevados en la zona mediterránea (sur y sureste). Las características climatológicas de la región mediterránea, con altas temperaturas y radiación solar intensa, junto con los procesos de recirculación de las masas de aire contaminado que suceden tanto a escala regional como local, favorecen los procesos fotoquímicos que derivan en la formación, transporte y acumulación de ozono en la atmósfera.

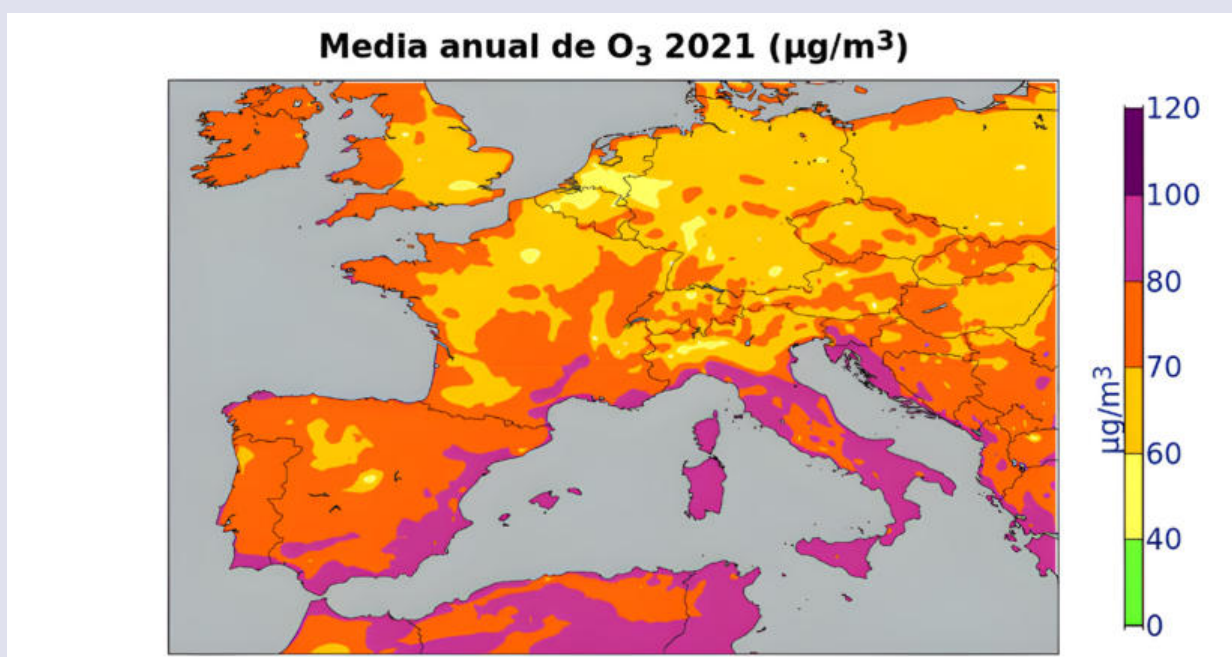


Figura 7. Concentración de ozono en el centro y sur de Europa en 2021. Promedio anual ($\mu\text{g m}^{-3}$) calculado mediante el modelo de calidad de aire CHIMERE. Fuente: CIEMAT.

2.4- El ozono en España

La península Ibérica presenta unas concentraciones de ozono en el aire que sobrepasan con frecuencia los valores objetivo establecidos en la legislación europea y nacional para la protección de la vegetación y la salud humana, sobre todo durante los meses de primavera y verano. La costa mediterránea es una de las zonas sometida a un problema crónico de contaminación por ozono. El análisis de la formación y dispersión de ozono en toda la cuenca del Mediterráneo indica que los altos niveles registrados en la costa este peninsular se deben en gran parte al transporte de ozono a escala regional asociado a la circulación de los vientos en la zona, al que se suma el ozono generado por la emisión de precursores procedentes de fuentes locales. Otras áreas que presentan generalmente concentraciones de ozono elevadas son las que rodean las principales zonas urbanas e industriales del país; en este caso asociadas principalmente a las emisiones locales de precursores.

En las islas Canarias también se han registrado concentraciones relativamente altas de ozono cuyo origen está relacionado con el transporte a larga distancia desde latitudes más norteñas por los vientos alisios y también con su formación fotoquímica a partir de precursores locales. En las áreas ubicadas a barlovento (de donde sopla el viento) de las fuentes de emisión, dominan los procesos de transporte a larga distancia, tanto de ozono como de sus precursores, mientras que en las áreas a sotavento, los niveles de ozono están más determinados por la formación a partir de emisiones de precursores locales.

Las concentraciones de ozono y su evolución temporal están relacionadas con los patrones de emisión de sus precursores. En España, la tendencia de las emisiones atmosféricas en los últimos 25 años muestra un importante reducción de contaminantes atmosféricos (Figura 8). Las medidas impuestas para reducir los precursores de ozono han logrado una importante reducción del 59% de monóxido de carbono (CO), 41% de compuestos orgánicos volátiles no metánicos (COVNM) o 52% de óxidos de nitrógeno (NOx).

Las tendencias desde el año 2000 en la concentración de ozono medida en estaciones rurales, donde se registran las concentraciones más elevadas en la España peninsular, muestran en general tendencias negativas durante los meses de verano, asociadas a un descenso en los valores pico. Estas tendencias negativas, sin embargo, no se perciben cuando se consideran los valores promedio anuales. En cambio, las estaciones de monitorización asociadas a aglomeraciones urbanas y zonas industriales muestran una tendencia positiva que podría relacionarse bien con emisiones de COVNM en estas zonas, o bien con disminuciones en las emisiones de óxidos de nitrógeno y una menor destrucción del ozono en las reacciones con estos compuestos.

El control desigual de las emisiones de los diferentes precursores del ozono, junto con las circunstancias geográficas y climáticas de España, contribuyen a que los niveles de ozono se mantengan elevados, constituyendo todavía un importante reto medioambiental.

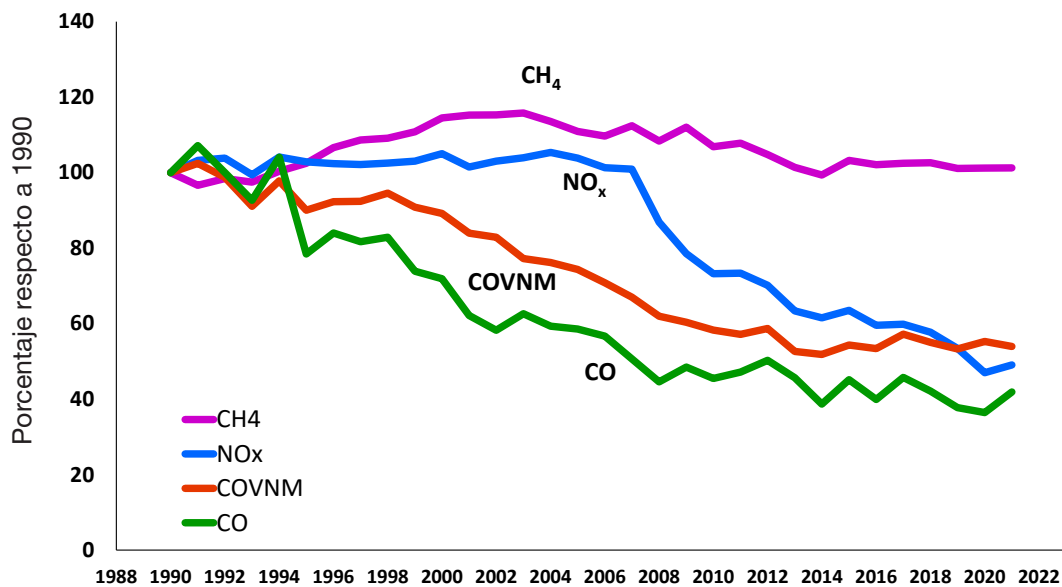


Figura 8. Evolución de las emisiones totales anuales de precursores de ozono en España. La figura presenta las emisiones respecto al nivel de base de 1990. Fuente: MITECO, Sistema español de inventario de emisiones 2021.



Las dehesas de encinas situadas al norte de la ciudad de Madrid están sometidas a una contaminación crónica por ozono debido a la emisión de precursores desde la ciudad que son transportados por los vientos dominantes dentro de la cuenca.

Redes de monitorización de la calidad del aire

El cumplimiento de la legislación europea y nacional referente a la calidad del aire requiere el mantenimiento de redes de medida de la contaminación atmosférica que controlen la concentración de los contaminantes atmosféricos más importantes, entre los que se hallan el ozono troposférico y sus precursores, junto con otros parámetros meteorológicos que ayudan a la interpretación de los valores registrados.



Estación de medida de la Red de Vigilancia de la Calidad del Aire del Ayuntamiento de Madrid. Fuente: Ayuntamiento de Madrid.

Las redes de vigilancia de la calidad del aire se han desarrollado ampliamente en las últimas décadas por parte de ayuntamientos y comunidades autónomas. Para la evaluación de la calidad del aire, las administraciones responsables dividen el territorio en zonas y aglomeraciones representativas de un territorio. La evaluación se basa en datos procedentes de estaciones de medición fijas que se consideran representativos de la zona o aglomeración, combinado en ocasiones con el uso de herramientas de modelización de la calidad del aire. En función del área en el que se localizan, las estaciones de medición se clasifican en estaciones urbanas (zonas edificadas de forma continua), suburbanas (zonas de edificios separados por zonas no urbanizadas) y rurales (resto de zonas).

Debido a que su objetivo original era el control de la calidad del aire en relación con la salud humana, las redes de vigilancia de la calidad del aire se han centrado en la medida de la contaminación atmosférica en las zonas de mayor densidad de población. Por ello, sus estaciones de medida se localizan mayoritariamente en zonas urbanas y suburbanas. Sin embargo en los últimos años se están incorporando nuevas estaciones de medida que sean representativas del medio rural y permitan el seguimiento de la calidad del aire para la protección de los ecosistemas.

En la actualidad se dispone en todo el territorio español de un total de 600 estaciones de medida fijas, de las cuales 416 están enfocadas a la monitorización de los niveles de ozono troposférico para la protección de la vegetación (Figura 9). La información recogida por las estaciones de medición está disponible al público a través de portales sobre calidad del aire de las comunidades autónomas, ayuntamientos y el MITECO (véase capítulo de referencias bibliográficas), que también dispone de visores en tiempo real de la calidad del aire. La Agencia Europea de Medio Ambiente se encarga también de recopilar los datos proporcionados por los Estados miembro y evaluar la calidad del aire a escala europea.

Paralelamente a las redes de calidad del aire gestionadas por comunidades autónomas y ayuntamientos, y para dar cumplimiento a las obligaciones contraídas en el marco de varios convenios internacionales, existe la red nacional EMEP/VAG/CAMP, gestionada por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), en la que se mide contaminación atmosférica de fondo en el marco del Programa de Seguimiento y Evaluación Europeo (EMEP) de la Convención del Aire (véase Capítulo 6).

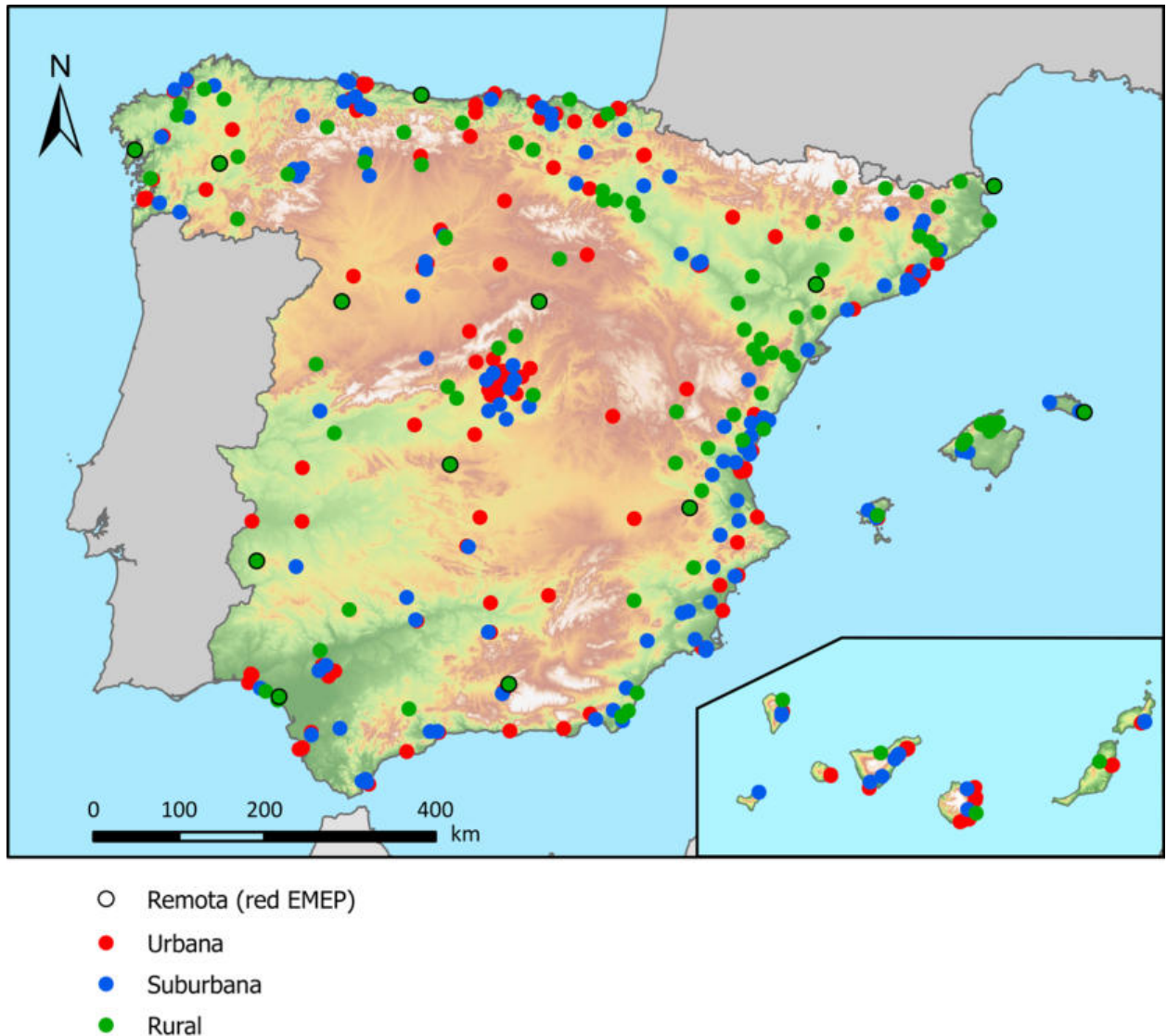


Figura 9. Estaciones de medida de la concentración de ozono troposférico en España. Fuente: CIEMAT

Red EMEP/VAG/CAMP

La red nacional EMEP/VAG/CAMP, gestionada por la Agencia Estatal de Meteorología (Figura 10), tiene como fin dar cumplimiento a las obligaciones contraídas en el marco de varios convenios europeos. Esta red está integrada en el Programa de Cooperación para la Vigilancia Continua y la Evaluación del Transporte a Gran Distancia de Contaminantes Atmosféricos en Europa (EMEP, European Monitoring Evaluation Programme), creado en el marco del Convenio de Ginebra para medir la contaminación atmosférica de fondo y optimizar la modelización de los procesos de transporte y depósito de los contaminantes atmosféricos. Uno de los principales objetivos de EMEP es proporcionar, tanto a los gobiernos como a otros cuerpos del Convenio, la información científica necesaria para desarrollar y evaluar los protocolos de reducción de las emisiones de contaminantes atmosféricos que se elaboran desde el propio Convenio. Además de EMEP, la red EMEP/VAG/CAMP cumple con el proyecto de Vigilancia Mundial de la Atmósfera (VAG) de la Organización Meteorológica Mundial (OMM) y con el Programa Integral de Control Atmosférico (CAMP) fruto del Convenio OSPAR para la protección y conservación de los recursos del Atlántico nororiental. La participación española se realiza a través de una amplia red de científicos y expertos nacionales.

La red EMEP/VAG/CAMP vigila los niveles troposféricos de contaminación atmosférica de fondo y su sedimentación en la superficie terrestre con el fin de proteger el medio ambiente. Los datos disponibles indican que los valores medios de ozono registrados desde el año 2000 se encuentran por encima del valor objetivo a largo plazo establecido por la legislación europea y española, tanto en lo relativo a la protección de la salud de las personas, como en lo relativo a la protección de la vegetación (Figura 11). En cambio, los niveles de ozono en las grandes ciudades (por encima de 100.000 habitantes) se encuentran por debajo del valor objetivo establecido para la protección de la salud humana, aunque se aprecia una tendencia al aumento. Este comportamiento coincide con los patrones generales de distribución del ozono que muestran niveles más altos en las zonas rurales respecto a los ambientes urbanos.



Figura 10. Estaciones de la red EMEP/VAG/CAMP en España: EMEP (azul), VAG (amarillo), EMEP-CAMP (rojo). Derecha: estación de vigilancia de la calidad del aire de la red EMEP/VAG/CAMP de Niembro (Asturias), área de captadores de partículas. Fuente: MITECO

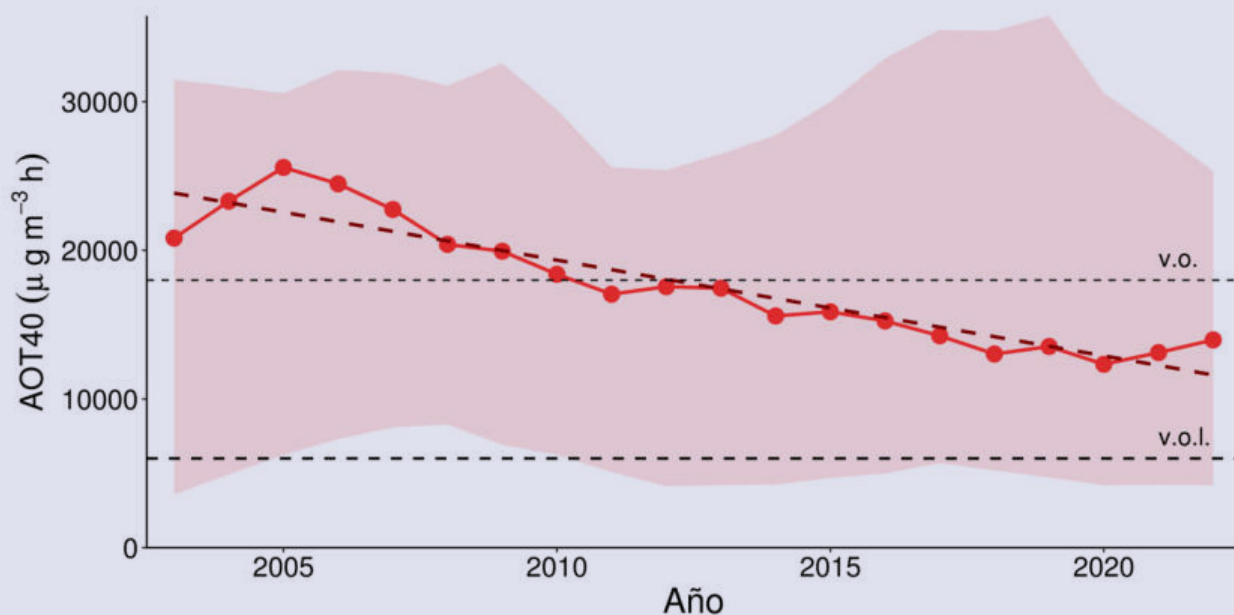


Figura 11. Niveles de fondo de ozono en España. AOT40 medio anual calculado a partir de las estaciones EMEP/VAG/VAMP entre 2000 y 2022 (puntos rojos). El área sombreada roja muestra el rango de valores medidos en las estaciones de la red. La línea punteada roja muestra la tendencia lineal de los valores promedio. Las líneas negras indican el valor objetivo (v.o.) y objetivo a largo plazo (v.o.l.) que deben alcanzarse para asegurar la protección de la vegetación sensible según la Directiva europea de la calidad del aire ($18.000 \mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$ y $6.000 \mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$). Fuente datos: MITECO.

Modelización de la contaminación atmosférica

Las diversas redes de medida de contaminantes atmosféricos, junto con las actividades de numerosos grupos de investigación, ofrecen una información importante sobre la distribución de los contaminantes atmosféricos. Esta información se encuentra sin embargo limitada por el número de estaciones de medida y su distribución geográfica heterogénea, lo que dificulta la caracterización de la calidad del aire de una región extensa, como es el caso de la Península Ibérica. Para cubrir esta limitación, se emplean modelos de calidad del aire que permiten la estimación de la concentración en el aire de diferentes compuestos químicos, pudiendo abarcar una cobertura geográfica amplia (Figura 12).

Para estimar los valores de concentración de una determinada especie química, los modelos resuelven de forma numérica un balance de masas en el que se consideran todos los procesos físicos y químicos que conducen a un aumento y/o disminución de la concentración del compuesto químico en el volumen considerado. Los procesos que deben ser simulados por los modelos de calidad del aire incluyen las emisiones, el transporte por el viento, los procesos de mezcla turbulenta, los procesos de depósito de los contaminantes sobre distintas superficies y las reacciones químicas atmosféricas. Para simular estos procesos se necesita una gran cantidad de información de entrada, relativa a las condiciones meteorológicas (viento superficial y en altura, temperatura, precipitación, radiación, etc.), emisiones antropogénicas y biogénicas, usos del suelo, topografía, y valores de la concentración del compuesto que se quiere modelizar en las zonas limítrofes al área modelizada.

Respecto a las emisiones, los modelos de calidad del aire exigen requisitos, tanto temporales como espaciales, que no coinciden generalmente con la información contenida en los inventarios de emisiones. Dichos inventarios contienen valores de emisión anuales, y para mallas de una determinada resolución, en general menor que la que necesita la modelización. Para adaptar los inventarios a los requisitos de los modelos es necesario desagregar estas emisiones tanto temporal (los modelos necesitan información de forma horaria), como espacialmente, lo que supone una fuente de incertidumbre añadida a la del propio inventario. Otro factor de complejidad en los modelos son los procesos de depósito; los modelos de calidad del aire consideran procesos de depósito tanto por vía seca como húmeda. El depósito seco está relacionado con la captura de gases o partículas por parte del suelo o de la vegetación cuando están suficientemente cercanos a estas superficies como para quedar atrapados. El depósito húmedo está relacionado con la caída del contaminante junto con la lluvia, bien porque sea arrastrado o disuelto por ella o porque haya llegado a incorporarse a las pequeñas gotas de agua que componen las nubes.

Los modelos de calidad del aire también deben considerar el conjunto de reacciones químicas que afectan a un determinado contaminante. Además de las especies inorgánicas, la atmósfera puede contener un número muy elevado de compuestos orgánicos, produciéndose un gran número de reacciones químicas (reacciones de oxidación, reacciones de fotólisis en la que interviene la luz solar, etc.). La formación y variación de la concentración de ozono son un ejemplo de esta complejidad química, que los modelos abordan recurriendo a numerosas aproximaciones. Por ejemplo, es común considerar sólo ciertos compuestos de forma explícita, y otros en cambio, mediante agrupamientos, reduciendo de esta forma las especies químicas que participan en el sistema químico, y el número de reacciones químicas implicadas.

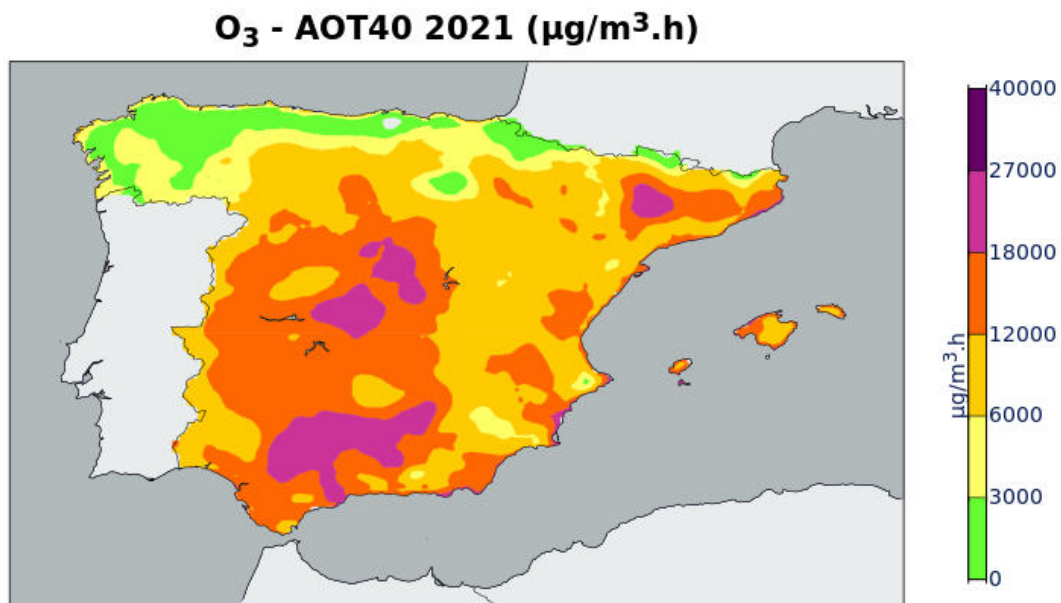


Figura 12. Modelización de la concentración de ozono en España peninsular e islas Baleares. Concentración acumulada de ozono (expresada en µg m⁻³.h) por encima de 40 ppb durante 3 meses (AOT40). La concentración se ha calculado con el modelo de calidad de aire CHIMERE para el año 2021. Fuente: CIEMAT

Una vez realizada la estimación de la concentración de un contaminante mediante modelos, es conveniente valorar la calidad de las estimaciones del modelo, para lo cual se comparan éstas con los valores registrados en aquellos puntos en los que realizan mediciones. Un ejemplo del tipo de comparativa entre modelo y observaciones que se realiza de forma habitual se ilustra en la Figura 13, donde se compara la concentración de ozono modelizada con la medida en una estación.

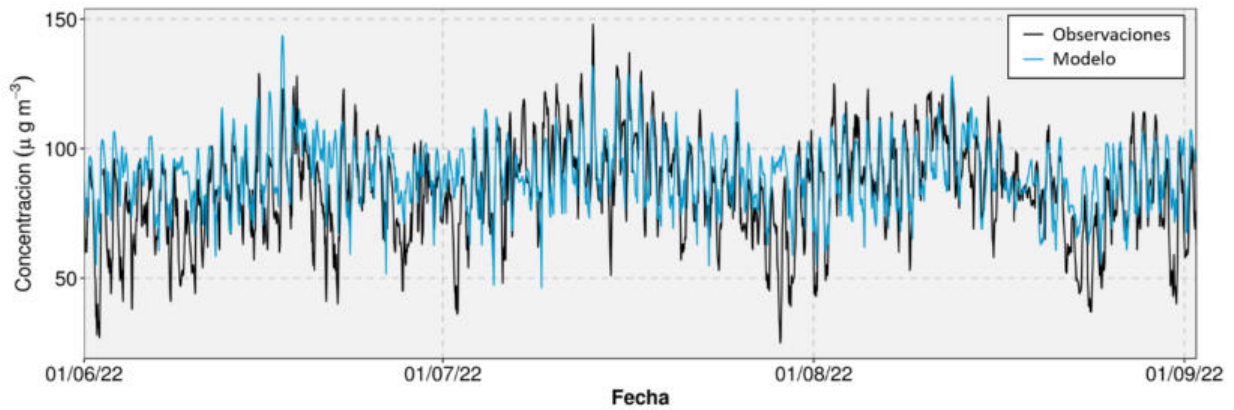


Figura 13. Comparación entre la concentración de ozono modelizada y sus correspondientes valores medidos. Valores estimados proporcionados por el modelo de calidad del aire CHIMERE; valores observados registrados en la estación de La Sénia (Tarragona), de fondo rural, entre junio y agosto de 2022. Fuente: CIEMAT.





Efectos del ozono en cultivos y vegetación

3.1- Métodos de estudio

Para estudiar los efectos de la contaminación atmosférica en cultivos y vegetación se han desarrollado distintas metodologías de experimentación que permiten determinar la sensibilidad de las especies vegetales a un contaminante y los parámetros biológicos que pueden verse afectados. A través de los ensayos experimentales se persigue aislar la variable de interés (el contaminante que se quiere estudiar) del resto de factores que afectan al desarrollo vegetal. Estas metodologías varían dependiendo del grado de cercanía de las condiciones experimentales a las reales en campo, pero también, del grado de control de estas condiciones durante el desarrollo del experimento; por ejemplo, la duración e intensidad de la exposición al contaminante, o los factores meteorológicos y edáficos bajo los que se desarrolla el ensayo. De acuerdo con esto, puede hablarse de ensayos experimentales que se realizan bajo condiciones naturales, seminaturales o controladas. Cada uno de estos tipos de ensayos se diseña para responder cuestiones a distintas escalas de trabajo, por lo que el éxito de sus resultados depende de una selección adecuada del tipo de ensayo acorde con los objetivos concretos que plantea cada estudio.

Cada una de estas diferentes metodologías presenta ventajas y limitaciones. La experimentación en condiciones naturales ofrece resultados más extrapolables a las condiciones de campo reales, pero entran en juego variables que no se controlan experimentalmente y que dificultan la interpretación de los resultados. Los resultados obtenidos en condiciones controladas son las más reproducibles y permiten definir claramente las variables que provocan la respuesta de la planta, dos características imprescindibles a la hora de establecer relaciones causa-efecto y cuantificar la respuesta de la planta a distintas concentraciones del contaminante. Los sistemas en condiciones seminaturales son un caso intermedio que trata de acercar lo más posible el ensayo a las condiciones de campo, pero bajo un control preciso de los niveles del contaminante.

Los estudios realizados en condiciones controladas permiten establecer a priori tanto las características de la exposición al contaminante (duración, intensidad, patrón diario o estacional de la exposición), como el rango y el perfil diario de algunas variables ambientales como la intensidad de luz, la temperatura, la humedad del aire o la disponibilidad de nutrientes y agua. Existe una gran variedad de dispositivos para desarrollar experimentos bajo condiciones controladas, desde invernaderos modificados hasta cámaras de fumigación más o menos sofisticadas. Estos sistemas permiten replicar las mismas condiciones experimentales en estudios sucesivos. Por ello son muy útiles para determinar los mecanismos de acción de los contaminantes en procesos fisiológicos o bioquímicos que también se modulan por las condiciones ambientales. Sin embargo, la extrapolación de estos resultados a condiciones de campo no experimentales es limitada y debe hacerse con precaución.

En los sistemas experimentales seminaturales, llamados sistemas de exposición en campo, puede controlarse total o parcialmente la concentración en aire del contaminante y el tiempo de exposición, trabajando en condiciones ambientales muy próximas a las naturales, por lo que es posible también establecer relaciones causa-efecto en condiciones más cercanas a campo. Entre estos sistemas seminaturales los más empleados son las cámaras de techo descubierto (en su terminología inglesa *Open Top Chamber*, *OTC*). La mayor parte de las bases de datos que se manejan actualmente para establecer los valores límites de ozono para la protección de la vegetación en la legislación europea proceden de estudios realizados empleando este tipo de instalaciones.



Figura 14. Instalación experimental de Cámaras Descubiertas del CIEMAT ubicada en la Finca de Experimentación Agraria de La Higuera (MNCN/CSIC). Detalles de los ensayos realizados con trigo y cultivos de hoja. Fuente: CIEMAT

Las cámaras de techo descubierto son estructuras tipo invernadero circular de pequeño tamaño (2-3 m de diámetro) abiertos por la parte superior (Figura 14). El flujo de aire hacia el interior de la cámara se realiza utilizando un ventilador externo, situado bajo una estructura protectora a un lado, que impulsa el aire hacia el interior de la doble lámina que constituye el anillo inferior de la cámara, y desde donde se distribuye homogéneamente hacia el interior de la OTC gracias a la estructura perforada que presenta su cara interior. Se consigue así un flujo constante y estable de aire que entra desde el anillo inferior, se distribuye homogéneamente por la OTC y sale por la abertura superior del techo. Mediante este sistema se puede comparar el desarrollo de la vegetación crecida en cámaras con aire filtrado frente al desarrollo de las expuestas a

las concentraciones ambientales de ozono. La disposición opcional de filtros de carbón activo en la entrada de aire permite rebajar la concentración de ozono dentro de las cámaras respecto al exterior y reproducir niveles de ozono correspondientes a los valores pre-industriales (fondo natural). El empleo adicional de un sistema de generación de ozono permite elevar la concentración del contaminante dentro de las OTC por encima de los valores ambientales, reproduciendo situaciones de atmósferas más contaminadas y enriqueciendo, con ello, el estudio de la relación entre la exposición al ozono y la respuesta de la vegetación. Para asegurar la replicabilidad estadística de los resultados, las instalaciones de OTC trabajan con un mínimo de 3 invernaderos (3 OTC) dedicadas a un mismo nivel experimental de ozono.

Las cámaras descubiertas permiten el desarrollo de plantas bajo unas condiciones relativamente cercanas a las condiciones de su crecimiento natural. Sin embargo, la extrapolación de los resultados para la evaluación de los daños provocados por el ozono en cultivos o zonas forestales debe hacerse con precaución debido al inevitable efecto invernadero de la propia cámara, que puede influenciar la respuesta de la planta. Para cuantificar este efecto cámara, las instalaciones de OTC presentan parcelas ambiente, que permiten comparar las diferencias de crecimiento entre plantas crecidas dentro y fuera de una OTC.

Se han desarrollado también sistemas experimentales de exposición a cielo abierto (*Open Air Exposure Systems, OAES*), que permiten una exposición de las plantas a concentraciones controladas de ozono sin el uso de ningún tipo de cámaras o invernaderos (Figura 15); se evita con ellos la distorsión de la respuesta provocada por el efecto invernadero de las cámaras. Estos sistemas suelen constar de un número variable de parcelas circulares delimitadas por un tubo perforado de pequeño diámetro que rodea la parcela externamente y por el que se libera aire hacia el centro de la parcela con distintas concentraciones de ozono. Su diseño se parece a los sistemas más extendidos, desarrollados para analizar el efecto en la vegetación del enriquecimiento atmosférico en CO_2 (*Free Air Carbon dioxide Enrichment, FACE*). También existen algunos sistemas que se basan en fumigaciones en gradiente, en los que se establecen líneas de fumigación con ozono; en estos casos, como la concentración de ozono se va reduciendo con la distancia a la línea de fumigación, se estudian las respuestas de la plantas a lo largo del gradiente de ozono. Más recientemente, se han desarrollado algunos sistemas OAES que en lugar de emplear anillos de fumigación, consideran una red tridimensional de tubos de teflón para la distribución del ozono dentro de las parcelas. Este sistema, desarrollado por primera vez en Alemania, actualmente se utiliza en Asia y en Italia.

Estos sistemas de exposición a cielo abierto son complejos y costosos al requerir un control preciso de la liberación del aire enriquecido en ozono en función de la dirección y velocidad del viento y de la concentración atmosférica de ozono, por lo que actualmente hay muy pocas instalaciones experimentales de este tipo. En España, aunque no se han puesto en marcha este tipo de instalaciones, la colaboración con otros grupos de investigación europeos y asiáticos ha permitido realizar análisis de sensibilidad de especies españolas en sistemas OAES, como los realizados con plántulas de pino canario y pino negro en instalaciones de Alemania y Suiza; también se están desarrollando actualmente estudios con especies mediterráneas forestales en la instalación italiana.

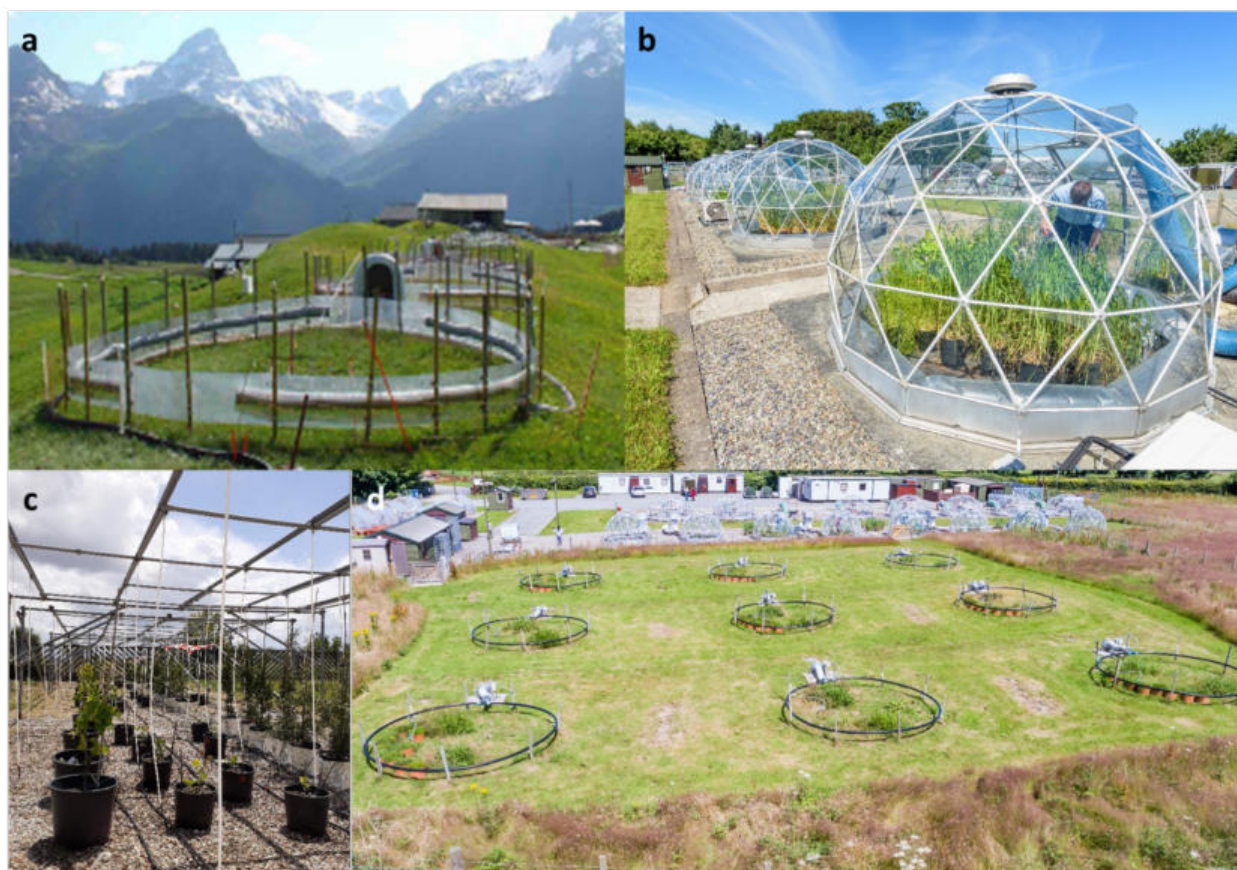


Figura 15. Instalaciones experimentales de exposición con ozono a cielo abierto y con cámaras cerradas. (a) instalación de fumigación a cielo abierto de la estación experimental Alp-Flix en los Alpes suizos (Research Station Agroscope Reckenholz-Tänikon, Swiss Federal Research Station for Agroecology and Agriculture, Suiza); (b) instalación de fumigación en cámara cerrada tipo “solar domes” del UK Centre for Ecology & Hydrology Air Pollution Facility (CEH Bangor, Abergwyngregyn, Gales, Reino Unido); (c) estación de fumigación a cielo abierto FO3X en Italia (Universidad de Florencia, Italia); (d) instalación de fumigación a cielo abierto del UK Centre for Ecology & Hydrology Air Pollution Facility (CEH Bangor, Abergwyngregyn, Gales, Reino Unido). Fotografías cortesía de: Matthias Volk (Agroscope, Suiza), Yasutomo Hoshika y Elena Paoletti (Univ. de Florencia, Italia), Felicity Hayes y Daniel Huack (CEH Bangor, Reino Unido).

Los estudios en condiciones naturales se realizan sin el empleo de cámaras ni sistemas de exclusión de aire, por lo que no se producen alteraciones del microclima que rodea a las plantas. Las plantas crecen expuestas a las variaciones ambientales de los contaminantes y otros factores. Este tipo de estudios se pueden realizar en zonas que presentan gradientes de contaminación atmosférica provocados por el movimiento dominante de las masas de aire desde los centros de emisión de los contaminantes (ciudades, centros industriales) hacia las zonas rurales y forestales localizadas a sotavento. Sin embargo, para la interpretación correcta de los resultados, se debe tener en cuenta la posible existencia de otros gradientes naturales, como variaciones en las características del suelo, en la temperatura o en el régimen de precipitaciones, que se superponen al gradiente de contaminación y pueden modificar o modular la respuesta de la vegetación.

En la península Ibérica, distintos grupos de investigación trabajan en la caracterización de gradientes naturales de contaminación atmosférica. En todos ellos se requiere la monitorización de los parámetros meteorológicos, edáficos y la concentración de los contaminantes del aire a lo largo del gradiente. Debido a que estos estudios se realizan en zonas rurales donde no hay corriente eléctrica disponible para considerar el seguimiento de los contaminantes del aire mediante el empleo de monitores de medida en continuo, este seguimiento se realiza utilizando dosímetros pasivos.

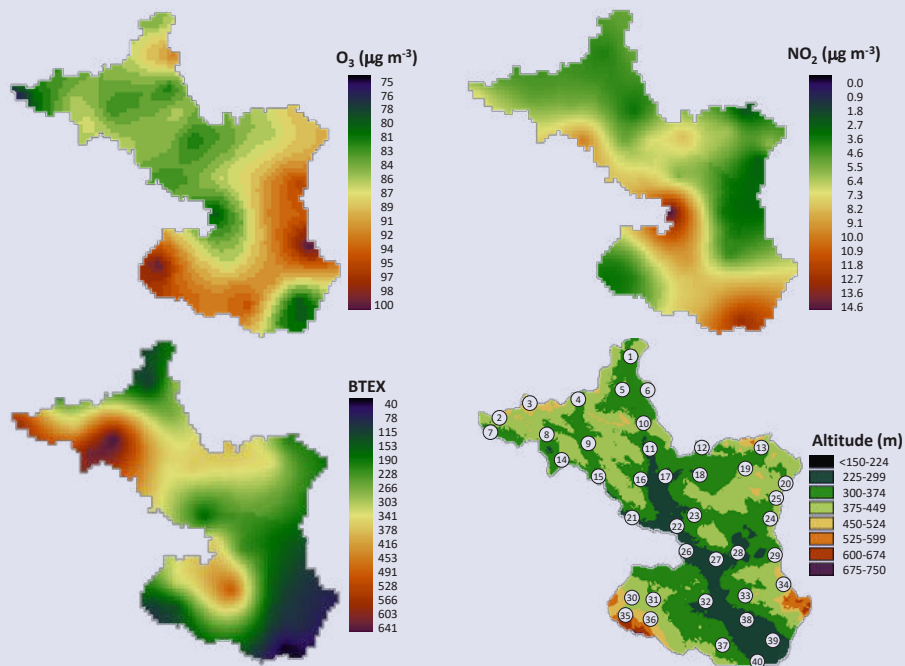
Los dosímetros pasivos son filtros impregnados con un compuesto químico que reacciona específicamente con cada contaminante (Figura 16). Los dosímetros se exponen al aire durante un periodo de tiempo determinado, frecuentemente 15 días o un mes, transcurrido el cual se retiran y analizan en el laboratorio para determinar la concentración media de los distintos contaminantes durante el periodo de exposición. Esta técnica se emplea también frecuentemente para estudiar la distribución e intensidad de la contaminación atmosférica en zonas rurales o forestales, y especialmente en áreas protegidas por su valor medioambiental; como por ejemplo parques nacionales o parques naturales donde la calidad del aire debe considerarse en la valoración de su estado de conservación.



Figura 16. Dosímetros pasivos para medida de contaminantes gaseosos. Distintos modelos de dosímetros para el análisis de los niveles de ozono y óxidos de nitrógeno. Fuente: CIEMAT, CEAM, MITECO.

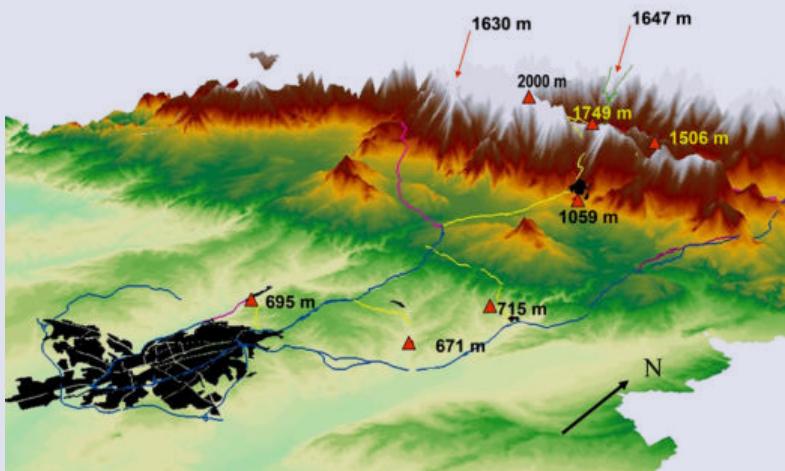
Caracterización de la distribución de contaminantes atmosféricos en La Ribera (Navarra)

Distribución espacial de ozono (O_3), óxidos de nitrógeno (NO_2) y algunos compuestos orgánicos volátiles (BTEX=benceno, tolueno, etilbenceno y xileno) mediante el uso de dosímetros pasivos. La Ribera (Navarra). Fuente: LICA/UN



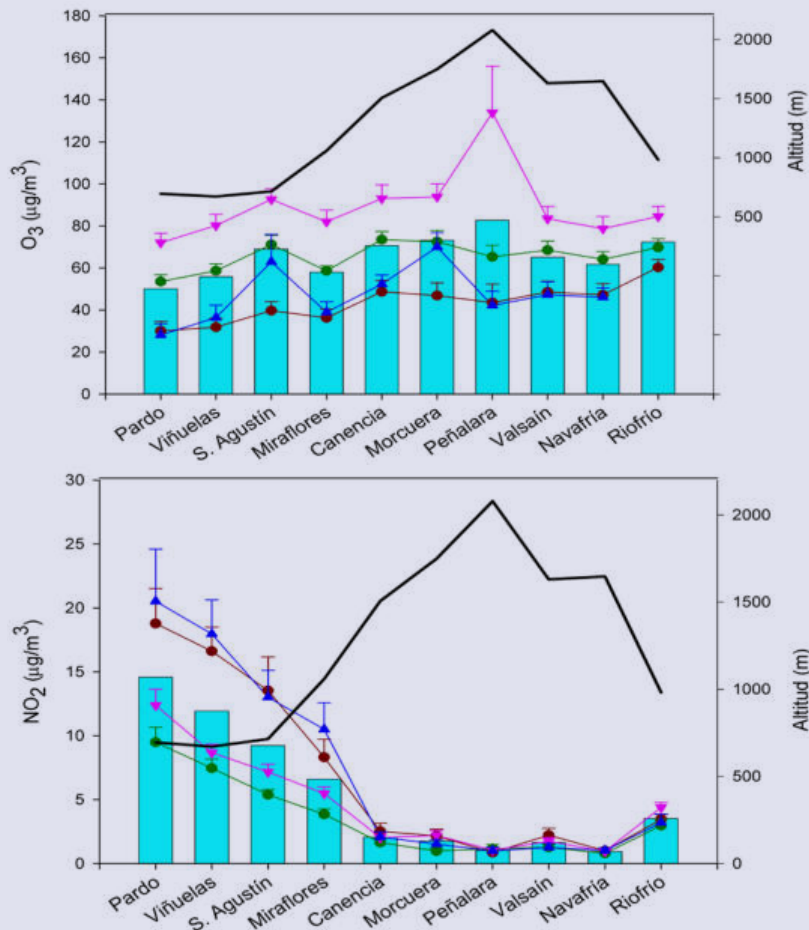
Caracterización del gradiente de contaminación entre Madrid y la sierra de Guadarrama

Mediante el empleo de dosímetros pasivos se ha caracterizado el gradiente de contaminación que existe entre la ciudad de Madrid y la Sierra de Guadarrama. El empleo de esta técnica ha permitido determinar que la concentración de ozono aumenta con la distancia a la ciudad de Madrid y la altitud, alcanzándose los valores más altos en las zonas más elevadas de la sierra; mientras que los óxidos de nitrógeno presentan el patrón contrario, disminuyendo con la distancia a la ciudad y la altitud. Las gráficas muestran los valores medios \pm error estándar para el período junio 2004-julio 2007.



Estaciones de muestreo:

- 1- El Pardo (620 m)
- 2- Viñuelas (671 m)
- 3- San Agustín de Guadalix (715 m)
- 4- Miraflores de la Sierra (1059 m)
- 5- Pto. Canencia (1506 m)
- 6- Pto. Morcuera (1749 m)
- 7- Peñalara (Zabala) (2079 m)
- 8- Valsain (1630 m)
- 9- Navafria (1647 m)
- 10- Riofrío (982 m)



3.2- Absorción del ozono por las plantas

Los efectos que el ozono provoca en la vegetación y los cultivos dependen de la cantidad de contaminante que consigue alcanzar el interior de la planta e interferir en sus reacciones bioquímicas y metabólicas habituales que son la base del crecimiento y desarrollo vegetal. Debido a que el ozono es un contaminante gaseoso, su principal vía de entrada en las plantas es a través de los estomas, unos pequeños poros en la superficie verde de la planta, especialmente en las hojas, que comunican el ambiente gaseoso del interior de la planta con la atmósfera exterior. A través de los estomas se difunde la mayor parte del oxígeno y del dióxido de carbono que la planta intercambia con el aire que la rodea, dos gases relacionados con la fotosíntesis y la respiración celular; a la vez que también pierde en forma de vapor parte del agua absorbida por las raíces en el proceso de transpiración. Al mismo tiempo, la propia función estomática permite también la entrada de los gases contaminantes del aire hacia el interior de la planta mediante estos mismos mecanismos de difusión pasiva.

El flujo de ozono que alcanza el interior de la planta es proporcional a la concentración que hay en el aire, pero parte de ese ozono se pierde durante su movimiento desde la atmósfera hacia las capas de aire más cercanas al tejido vegetal, y por su contacto y reacción con las propias superficies vegetales. El transporte del ozono hacia el interior de la planta se puede explicar y cuantificar mediante el uso de una analogía con un sistema de resistencias, donde cada una de ellas constituye un paso que reduce la concentración del ozono durante su ruta desde la atmósfera hacia el interior vegetal (Figura 17). Una primera resistencia aerodinámica (R_a) delimita el paso de los gases desde la atmósfera hasta la capa de aire en contacto con la superficie de la vegetación y depende de factores como la altura y la estructura del dosel vegetal, la velocidad del viento o la rugosidad de la superficie. La resistencia de la subcapa laminar (R_b) determina la concentración de ozono en la capa de aire que se encuentra en contacto inmediato con la superficie foliar y es función de las características morfológicas de las hojas (tamaño, forma, orientación, rugosidad) y de factores meteorológicos, en especial de la velocidad del viento. La resistencia estomática (R_s) controla el paso final a través de los poros estomáticos, y determina qué cantidad de ozono entra realmente en el interior de la planta. La magnitud de esta resistencia depende del número y tamaño de los estomas de la hoja (que varía entre especies e incluso depende de las condiciones de crecimiento de la planta), las características anatómicas de las células guarda que forman el estoma y del grado de apertura del poro estomático.

El inverso de la resistencia estomática se denomina conductancia estomática. Por tanto, cuanto mayor sea esta conductancia, mayor será el flujo de gases entre la planta y la atmósfera, y mayor será la entrada de ozono al interior vegetal. La conductancia estomática es el parámetro clave para determinar la cantidad de ozono absorbida y, con ello, la capacidad del ozono ambiente de producir daños. Puede ocurrir que una misma concentración de ozono en el aire sea dañino para una especie y no para otra, en base a su distinta capacidad de absorber este gas relacionada con características estructurales de sus estomas y el grado de apertura de sus poros estomáticos.

El funcionamiento de los estomas depende de una compleja regulación donde intervienen factores ambientales como la temperatura, la humedad relativa del aire, la luz, la disponibilidad de agua en el suelo, la concentración de nutrientes o la concentración de CO_2 dentro de la hoja; pero también participan en esta regulación factores internos de la planta a través de las hormonas vegetales que dependen de su edad y estado de desarrollo. Cualquier factor que provoque el cierre de los estomas contribuye a la reducción de la absorción del contaminante y, por tanto, a una disminución potencial de los daños causados por el ozono. A su vez, la propia contaminación atmosférica puede provocar alteraciones en el funcionamiento estomático, incluida la pérdida del control estricto sobre su apertura y cierre.

En última instancia, la absorción del contaminante por la planta no es el único parámetro que explica la toxicidad del ozono. Las plantas, como sucede con los distintos tipos de estrés, poseen la capacidad de activar determinados mecanismos de defensa, protección y reparación frente a los daños provocados por el ozono. Estos mecanismos de defensa pueden actuar limitando su absorción mediante el cierre estomático, evitando la formación de productos tóxicos derivados de las reacciones del ozono en el medio celular, o destruyendo los compuestos tóxicos ya generados. Esta capacidad de defensa de las plantas varía dependiendo de la especie y de su estado de desarrollo, pero depende también de múltiples factores externos como son las condiciones climáticas y nutricionales o la intensidad de la competencia entre plantas de su misma especie o de especies distintas (relaciones intra e interespecíficas). Como sucede con la conductancia estomática, una misma concentración de ozono en el aire puede ser dañina para una especie y no para otra, en base a su distinta capacidad para activar los mecanismos de defensa y reparación frente al ozono. La sensibilidad final de una especie o variedad de cultivo al ozono, por tanto, depende de la dosis de ozono que alcanza el interior de la planta y de su capacidad para activar los sistemas de defensa.

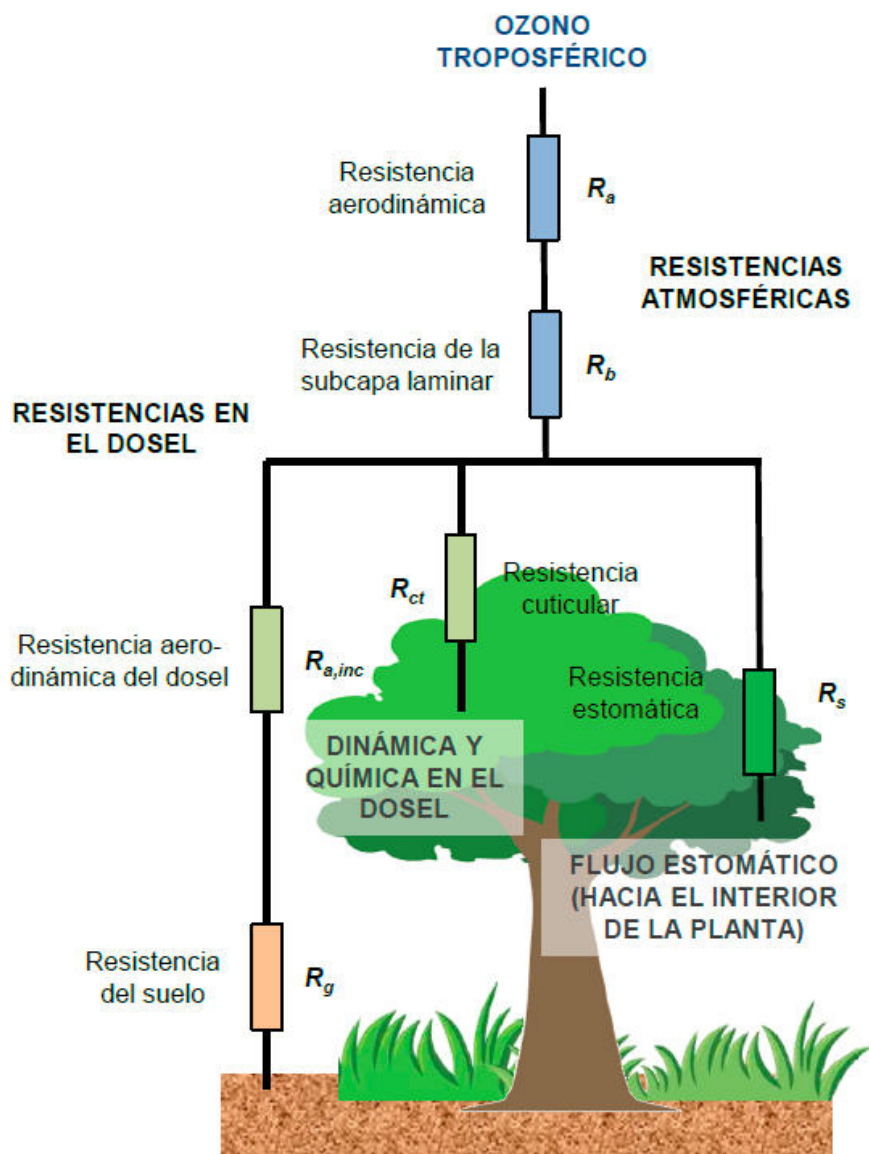


Figura 17. Flujo de ozono hacia la vegetación. Esquema del flujo utilizando una analogía con un modelo de resistencias que incluye los procesos atmosféricos, de depósito sobre superficies y de absorción por la vegetación. Fuente: adaptado de Archibald et al. 2020.



Análisis del intercambio de gases entre la atmósfera y la planta empleando un sistema portátil de medida de CO² y vapor de agua mediante analizadores de infrarrojos. Fuente: CIEMAT.

Importancia del tipo de exposición al ozono

Los efectos del ozono en la vegetación dependen tanto de la concentración de ozono en el aire como de la frecuencia y persistencia de las concentraciones elevadas. En función del tiempo y la concentración se pueden distinguir dos tipos de exposiciones:

- **Exposición aguda:** se trata de niveles altos de ozono durante períodos cortos de tiempo. Este tipo de exposiciones provoca generalmente síntomas foliares visibles. La aparición de estos síntomas se debe a respuestas rápidas a escala bioquímica o celular y, dada su brevedad, no siempre están asociados un efecto en el crecimiento de la planta.
- **Exposición crónica:** se trata de niveles bajos o medios de ozono durante periodos de tiempo prolongados. En estos casos se observan alteraciones a escala metabólica, como puede ser la fotosíntesis, a menudo sin que se observen síntomas visibles, pero que conducen a una senescencia prematura y a una reducción del crecimiento y el rendimiento vegetal (producción de semillas, frutos, biomasa vegetal). Este tipo de exposiciones pueden inducir otro tipo de respuestas indirectas más difíciles de apreciar como favorecer una mayor sensibilidad de la planta frente a otros factores de estrés, tanto bióticos (reducción de la capacidad competitiva o de defensa ante patógenos) como abióticos (sequía, deficiencia nutricional).

3.3- Efectos del ozono desde la escala celular a la de organismo

El ozono es una molécula gaseosa con una gran capacidad oxidante. Una vez absorbido por las plantas a través de los estomas, el ozono se ve implicado en una serie de reacciones en cadena que producen radicales libres y formas activas del oxígeno. Estos compuestos químicos son altamente reactivos y pueden oxidar diversos compuestos orgánicos que forman parte de las paredes celulares o de los orgánulos de la célula vegetal, provocando un estrés oxidativo celular y alterando su funcionamiento. Los mecanismos de actuación del ozono en los tejidos vegetales no se conocen con exactitud, en parte por la complejidad de los mecanismos implicados y en parte porque la respuesta de la planta depende de la especie, del estado de desarrollo y de las condiciones ambientales de crecimiento.

El ozono y sus productos derivados parecen alterar la permeabilidad de la membrana celular y el funcionamiento de algunas enzimas y hormonas que actúan ligados a la membrana y que están implicados en la regulación del transporte de iones y de agua, influyendo de manera decisiva en el metabolismo de las células afectadas. Pero además, la formación de radicales libres y formas activas del oxígeno parece constituir una primera línea de defensa desencadenando una cascada de señales que activan diversos mecanismos de protección en el interior celular, incluyendo cambios en la expresión de algunos genes.

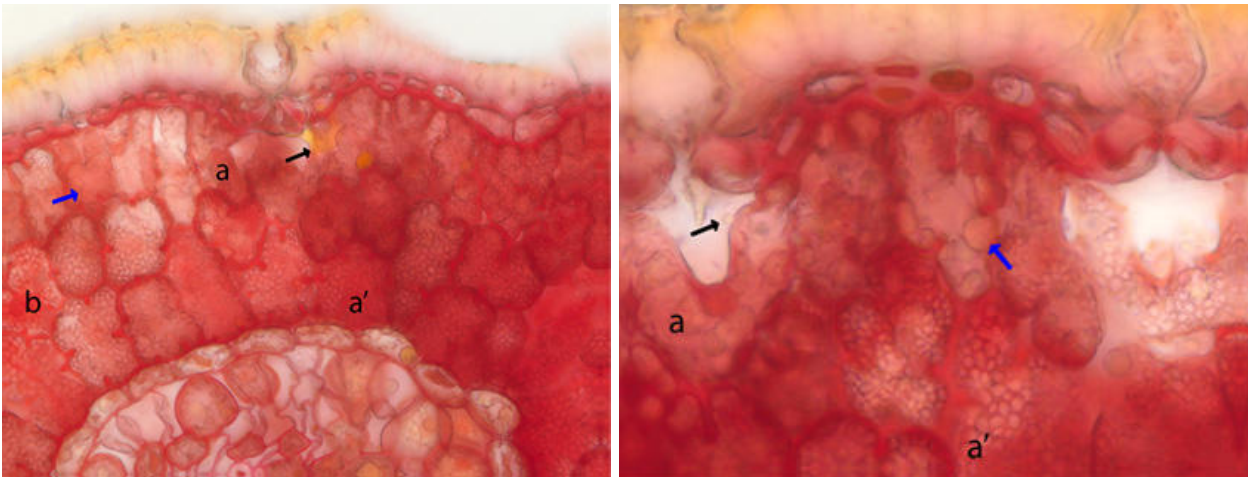
La formación de radicales libres y otras especies activas del oxígeno ocurre también durante el metabolismo vegetal normal, incluso bajo unas condiciones óptimas de crecimiento. Por esta razón, las plantas presentan una serie de sistemas de protección con el fin de evitar que se produzcan daños por oxidación en sus propios componentes celulares. Los sistemas de protección celular antioxidante están constituidos por enzimas (principalmente superóxido dismutasa, peroxidasas, glutatión reductasa), diversas moléculas de pequeño tamaño (ascorbato, glutatión, alfa-tocoferol) y otros metabolitos secundarios (fenoles, carotenoides) distribuidos en distintos compartimentos celulares. La abundancia y actividad de estos compuestos depende de la especie, de la edad de la planta y de sus condiciones de crecimiento. En condiciones normales, existe un equilibrio entre la formación y la destrucción de radicales libres y formas activas del oxígeno. Este equilibrio puede ser alterado por múltiples factores ambientales y nutricionales como son la sequía, las altas intensidades de luz, las altas temperaturas, o también por la acción de contaminantes atmosféricos como es el caso del ozono.

Cuando se sobrepasa la capacidad de protección de las células vegetales frente a las perturbaciones inducidas por el ozono a escala celular, se producen efectos a escala metabólica, principalmente en la asimilación del carbono mediante la fotosíntesis, en la distribución de nutrientes y productos asimilados y en el almacenamiento de sustancias de reserva. Estos efectos a menudo se traducen en una disminución en las tasas de crecimiento y productividad, y en una aceleración de los procesos de senescencia.

El ozono puede provocar una disminución de la actividad fotosintética a través de alteraciones en la actividad de la Rubisco (enzima encargada de fijar el CO_2), en el contenido de clorofilas o en la actividad de las células guarda que controlan la apertura estomática. Además, la intensificación de los mecanismos de protección y reparación que el ozono desencadena, aumenta la tasa de respiración para soportar el gasto energético extra necesario, lo que supone finalmente una reducción neta de la tasa de asimilación de carbono.

El ozono puede también provocar cambios en el reparto o translocación de los productos asimilados, generalmente aumentando el flujo hacia las hojas jóvenes y disminuyendo el que se dirige a hojas más viejas, raíces y órganos de reserva. Si las concentraciones del contaminante no son demasiado altas, este comportamiento puede constituir un mecanismo adaptativo que permite mantener las tasas de crecimiento en unas condiciones de estrés con poca disponibilidad de hidratos de carbono. Por el contrario, si las concentraciones de ozono son mayores, la disminución de productos de reserva en las raíces provoca un descenso del crecimiento radicular que conlleva una disminución de la absorción de nutrientes, de forma que se produce una pérdida en el vigor de las plantas. Esta pérdida de vigor aumenta su sensibilidad frente a otros factores de estrés (sequía, altas temperaturas, plagas, etc).

Además de estos efectos observados a escala de organismo, el ozono puede provocar efectos a escala de ecosistema (véase Capítulo 4). La diferente sensibilidad al ozono que presentan especies pertenecientes a una misma comunidad vegetal, puede cambiar las relaciones de competencia entre dichas especies, alterando la estructura y la diversidad de la comunidad vegetal. Estos cambios pueden traducirse en efectos sobre los ciclos de nutrientes y sobre las relaciones hídricas dentro del ecosistema.



Efecto del ozono a escala celular. Daños observados a escala celular en acículas de pino negro (*Pinus uncinata*) tras una exposición media de 50 ppb durante el periodo de crecimiento. Se observa una destrucción de los cloroplastos en las células que rodean la cámara estomática (a) respecto a los cloroplastos de las células del mesófilo interior (a'); una acumulación de material extracelular en la misma cámara estomática (flechas negras); una acumulación de oligómeros de proantocianidinos (b) y de otros cuerpos fenólicos (flechas azules). Los compuestos fenólicos contribuyen a reducir el estrés oxidativo inducido por el ozono. Fuente: CREAM, Unidad CREAM-CEAB-CSIC de Ecofisiología y Cambio Global.

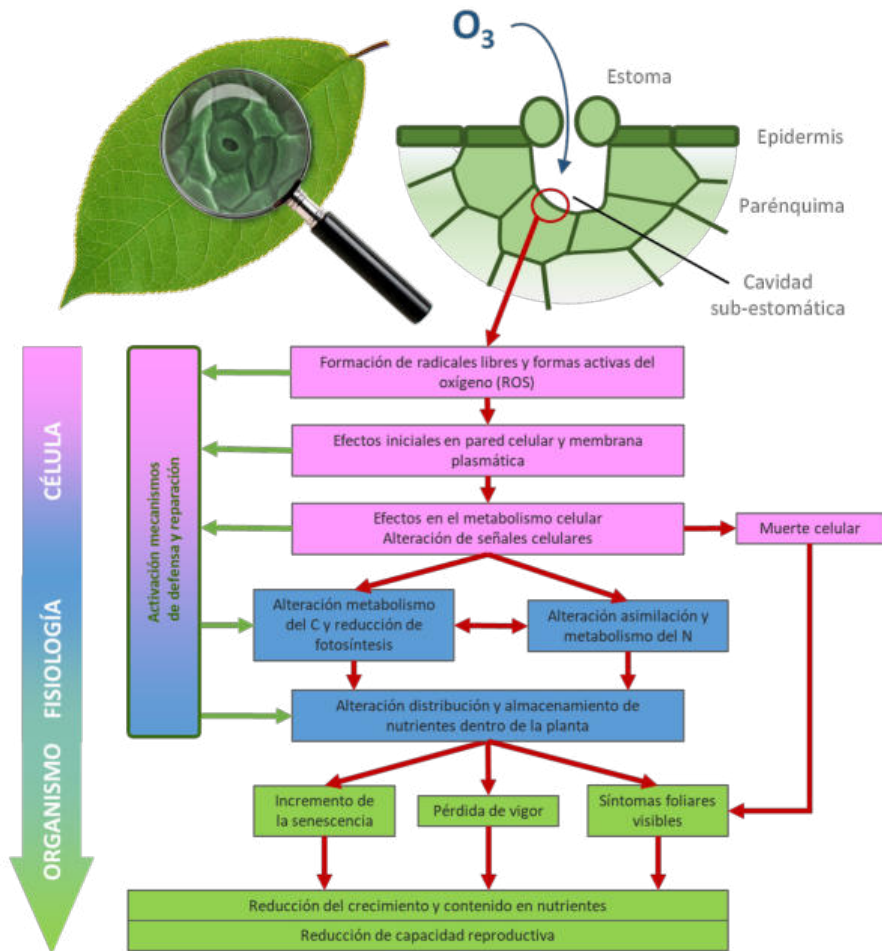


Figura 18. Esquema de la entrada del ozono al interior de los tejidos vegetales y de sus efectos en cascada sobre la fisiología y el organismo. El ozono penetra en el interior de la hoja a través de los estomas. Una vez alcanzada la cavidad subestomática, el ozono en contacto con el medio acuoso y genera radicales libres y formas activas del oxígeno que reaccionan con la pared y membrana celulares, alterando los procesos metabólicos, la asimilación de carbono y nutrientes y la distribución de los productos asimilados, e inducen la muerte celular en algunos casos (flechas rojas). Estos efectos a escala celular y fisiológica provocan otros efectos a escala del organismo (flechas rojas), que finalmente se reflejan en reducciones del crecimiento y la capacidad reproductiva del individuo. Los mecanismos de defensa o detoxificación y reparación disminuyen los daños provocados por el ozono (líneas verdes), pero suponen un gasto energético a costa del consumo de productos asimilados.

3.4- Síntomas visibles

Cuando las alteraciones provocadas por la exposición al ozono superan la capacidad de defensa de las células vegetales, se producen daños a escala metabólica y celular que pueden llegar a observarse de forma visible. Como consecuencia del estrés oxidativo que genera el ozono, y cuando la planta no puede procesar adecuadamente la situación y reparar los daños a través de los sistemas de defensa a escala bioquímica y celular, se produce la muerte celular. Los grupúsculos de células afectadas o muertas se observan entonces de forma visible como puntos o zonas necróticas o coloreadas, provocando síntomas foliares más o menos característicos.

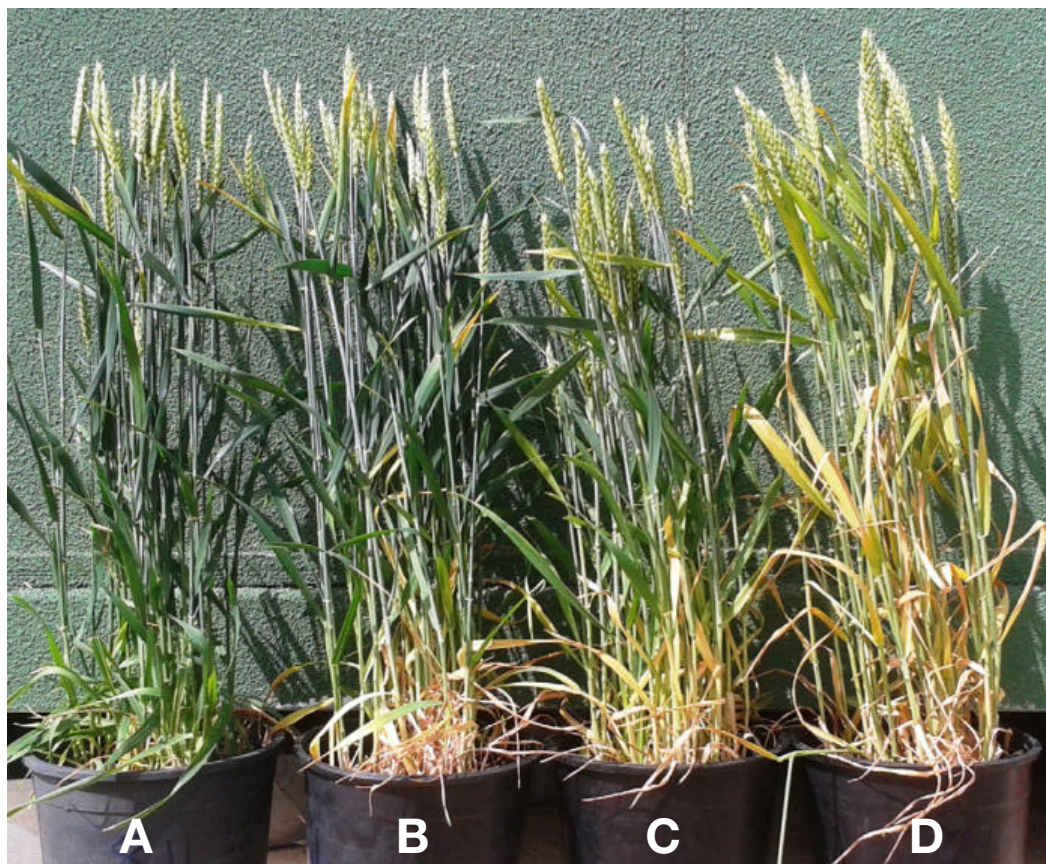
Algunas especies o variedades muy sensibles al ozono desarrollan estos síntomas foliares de forma muy específica en cuanto a su coloración y forma; pero frecuentemente son visualmente semejantes a los que producen otros agentes bióticos y abióticos, como otros contaminantes atmosféricos, desequilibrios nutricionales, condiciones climáticas extremas o ataques de patógenos (insectos, hongos, virus), por lo que hay que ser cauto a la hora de asignar en campo la aparición de determinados síntomas al efecto del ozono.

La asignación de la causa de una sintomatología foliar al ozono requiere siempre una fase de investigación experimental. Los síntomas observados en campo deben ser reproducibles en condiciones experimentales exponiendo la especie o variedad de interés a diferentes concentraciones de ozono en instalaciones diseñadas para este fin, como las Instalaciones de Cámaras Descubiertas. Este tipo de ensayos permite caracterizar el tipo de síntomas que produce el ozono en una determinada especie o variedad de cultivo. Sin embargo, el discernir en campo cual es el agente causante de unos síntomas y si estos pueden atribuirse o no al ozono con seguridad, requiere una evaluación experta y muy cuidadosa.

En primer lugar deben cumplir un patrón de desarrollo compatible: los síntomas debidos al ozono se inician en las hojas más maduras, que son las que más tiempo llevan expuestas al contaminante y por tanto han absorbido más ozono; suelen aparecer de forma generalizada en todas las plantas de la misma especie, de edad y estado de desarrollo semejante, que crecen en la zona; los síntomas se inician de forma leve, principalmente en el haz de la hoja, y con el tiempo se generalizan por todo el limbo foliar; también es frecuente que aparezcan efectos de fotosensibilidad, donde partes de hoja en sombra o cubiertas por otras hojas permanecen sanas y sin síntomas, con una delimitación evidente entre la zona expuesta con síntomas y la sombreada o protegida que carece de ellos. El seguimiento de la evolución de los daños foliares es clave para ayudar a encontrar el responsable del daño.

También hay que tener en cuenta que algunas especies o variedades de cultivos no desarrollan síntomas específicos frente al ozono, sino que responden al contaminante con un incremento de la senescencia foliar; por ejemplo, esto ocurre con algunas variedades sensibles de trigo o de algunos cultivos de hoja como la espinaca. Se trata de una sintomatología no específica en la que confluyen muchos otros estreses ambientales como el déficit hídrico o la deficiencia nutricional.

La intensidad y duración de una exposición también son factores clave en el desarrollo de daños foliares por ozono. Una misma especie puede presentar efectos en su crecimiento debidos al ozono, sin llegar a desarrollar síntomas visibles cuando crece bajo una exposición crónica al contaminante, mientras que la misma especie puede desarrollar síntomas ante una exposición más aguda, aunque si ha sido puntual, puede no repercutir significativamente en su crecimiento. También influyen otros factores como el estado fenológico de la planta cuando debe enfrentarse a concentraciones elevadas del contaminante; por ejemplo, en trigo la fase de antesis (floración) es la más sensible. La vigorosidad de la planta, que depende de su

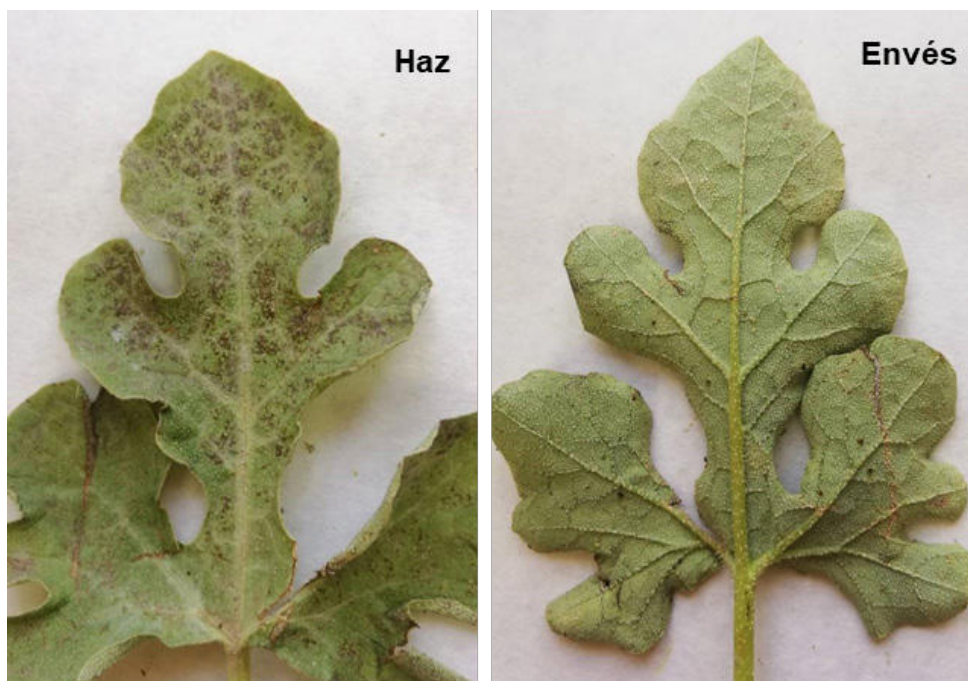


Aumento de senescencia en la variedad Berdún de trigo blando bajo niveles de ozono experimentales crecientes: (a) planta expuesta al tratamiento de aire filtrado, con niveles de ozono pre-industriales; (b) planta expuesta a niveles ambientales de ozono; (c) planta expuesta a concentración de ozono elevada en 20 ppb respecto a niveles ambientales; (d) planta expuesta a concentración de ozono elevada en 40 ppb respecto a niveles ambientales. Fuente: Ensayo experimental en la Instalación de Cámaras Descubiertas del CIEMAT

estado nutricional e hídrico, es otro factor importante ya que puede permitirle con mayor éxito enfrentarse a una situación de contaminación elevada por ozono, desencadenando mecanismos de defensa más exitosamente y limitando la aparición de síntomas foliares.

En las especies de hoja ancha, los síntomas foliares que produce el ozono se caracterizan por la aparición de punteaduras o pequeñas manchas pigmentadas frecuentemente de color marrón, rojizo o púrpura, a veces con un brillo metalizado. Estas punteaduras indican las áreas que han sido afectadas de manera irreversible por el ozono, provocando la muerte celular. Se trata de una respuesta que afecta a las células más superficiales del parénquima en empalizada, mientras que las nervaduras permanecen intactas. Los síntomas se desarrollan inicialmente en el haz de las hojas (cara superior) sin afectar el envés. Cuando los daños se extienden, se puede detectar una necrosis bifacial que indica la muerte del tejido vegetal.

En las coníferas, los síntomas foliares se observan como un bandeo clorótico difuso con frecuencia acompañado de puntas quemadas. Otra característica común es la defoliación de las copas de los individuos sensibles, que evoluciona desde la base de la copa hacia la parte superior. La aparición de síntomas visibles suele venir acompañada de un proceso de senescencia prematura de hojas, flores, frutos y/o de toda la planta.

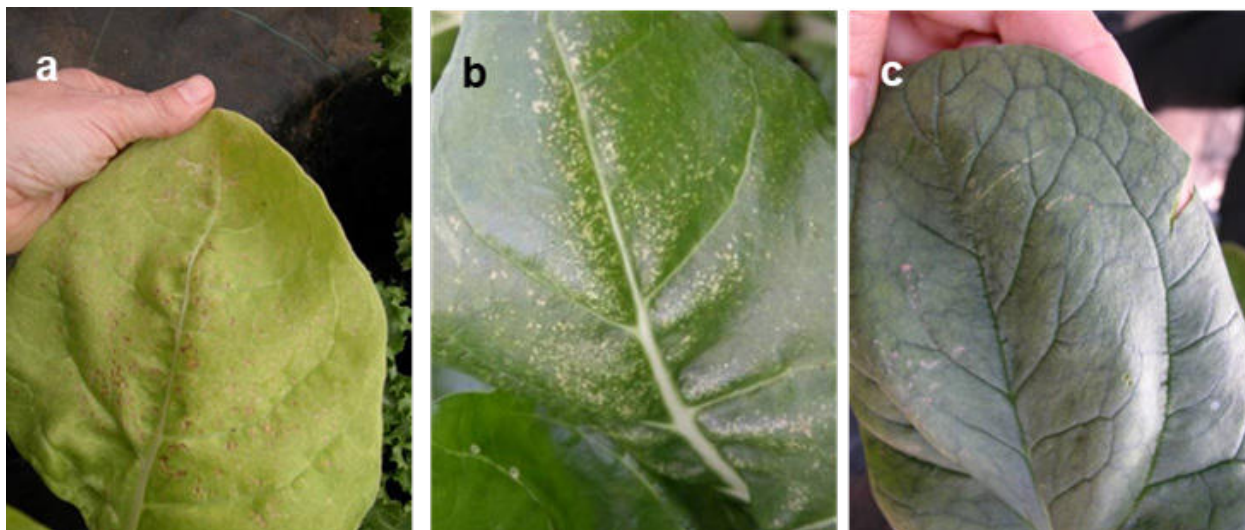


Desarrollo inicial de síntomas de ozono en sandía: manchas rojizas metálicas internerviales que afectan al haz de la hoja sin afectar al envés. Fuente: CIEMAT, ensayos en campo Finca La Higuera (MNCN/CSIC)



Diferentes tipos de síntomas foliares inducidos por ozono en especies de cultivo: (a) necrosis avanzada en hojas de sandía; (b) punteaduras iniciales en soja; (c) machas rojizas avanzadas en judía. Fuente: CIEMAT

La aparición de síntomas visibles provocados por el ozono no siempre viene acompañada de daños en el crecimiento o producción de la planta. Sin embargo, su desarrollo puede suponer una importante pérdida económica en el caso de aquellos cultivos sensibles cuyo valor en el mercado se basa en la comercialización de su biomasa foliar, como sucede con los cultivos de hoja (acelga, espinaca, lechuga, etc).



Síntomas foliares inducidos por el ozono en cultivos de hoja: (a, b) punteaduras rojizas y blanquecinas en acelga; (c) clorosis intensa en espinaca. Fuente: CIEMAT

Recientemente, en el marco del ICP-Vegetation, el grupo de trabajo de la Convención del Aire (CEPE-ONU) que trabaja en el estudio de los efectos del ozono en cultivos y vegetación, ha desarrollado una aplicación de móvil (*Ozone-injury App*) para el registro de observaciones a escala mundial de daños que podrían deberse a ozono.

Bioindicación

El desarrollo de síntomas foliares visibles provocados por la exposición al ozono, permite la utilización de algunas especies, variedades e incluso clones, como bioindicadores y/o biomonitores de los niveles ambientales de ozono. Un bioindicador es un ser vivo que responde a unas condiciones ambientales específicas con unos síntomas específicos. En el caso de la contaminación atmosférica, el bioindicador actúa como un sensor que detecta la presencia de contaminantes atmosféricos. Los biomonitores pueden ofrecer además una información cuantitativa de la cantidad de contaminante que hay en el aire. La bioindicación puede ser pasiva cuando se basa en observaciones realizadas en especies vegetales que crecen en la zona, ya sea de forma natural o cultivada. Pero también se pueden realizar estudios de bioindicación activa utilizando métodos estandarizados con especies, variedades o clones seleccionados por su sensibilidad al ozono.

El pino carrasco (*Pinus halepensis*) ha sido el bioindicador más utilizado en España para determinar la extensión del problema de contaminación por ozono que afecta a la zona costera levantina. Los estudios realizados empleando este pino indican que los niveles de ozono en este área son suficientemente elevados como para provocar daños en la vegetación natural, y que la localización y orientación de los bosques determinan el grado de daño, estando más afectados los que se encuentran en los valles por donde circulan las masas de aire contaminado desde la costa hacia el interior. De manera similar, se ha constatado la presencia de síntomas visibles provocados por el ozono en diversos cultivos hortícolas comerciales empleados como bioindicadores pasivos para determinar la extensión del riesgo de daños por ozono en la costa mediterránea desde Tarragona hasta Almería.

Sistemas de bioindicación del ozono

Hay varios sistemas de bioindicación del ozono que se emplean en la detección de niveles de ozono fitotóxicos. Uno de los más utilizados es el que considera alguna de las tres variedades de tabaco con distinta sensibilidad (Bel-W3, Bel-B y Bel-C). Este tipo de sistema bioindicador ha sido muy utilizado en Europa en el marco del grupo de trabajo de la Convención del Aire (ONU/CEPE) que estudia los efectos del ozono en cultivos y vegetación (ICP-Vegetation), como herramienta de investigación para la detección de niveles fitotóxicos de ozono en zonas rurales y forestales europeas. Otros dos sistemas de bioindicación también empleados por el ICP-Vegetation considera dos biotipos de trébol blanco (*Trifolium repens*) seleccionados específicamente por su sensibilidad y su tolerancia a este contaminante (sistema NC-R/NC-S) y dos genotipos de judía también con características contrapuestas de sensibilidad y tolerancia (sistema R123/S156). Los tres sistemas se emplean siguiendo un protocolo experimental estandarizado que analiza el desarrollo y la extensión de daños foliares visibles y la tasa de producción de biomasa entre el genotipo sensible y el tolerante. Estos tres sistemas de bioindicación se han utilizado en múltiples estudios a nivel internacional para detectar niveles fitotóxicos de ozono en zonas rurales y forestales y para caracterizar la extensión de los daños por ozono en cultivos y vegetación a escala regional o continental. En Europa, los resultados coinciden en señalar a los países del centro y sur del continente como los más afectados por los daños en la vegetación inducidos por el ozono. En España, los grupos de investigación que trabajan con los efectos del ozono en cultivos y vegetación han empleado con cierta frecuencia estos tres sistemas, tanto para evaluar la fitotoxicidad del ozono en las zonas costeras del este peninsular, como en áreas del centro peninsular. Algunos proyectos europeos, como EuroBionet, también han empleado sistemas de bioindicación considerando especies bioindicadoras específicas para distintos contaminantes del aire con el fin de evaluar la calidad ambiental en algunas ciudades europeas, entre ellas Barcelona y Valencia.



Daños foliares de distinta intensidad en hojas de tabaco de la variedad sensible al ozono BelW3 provocados por las concentraciones de ozono elevadas que se registran en ambientes rurales del levante y centro peninsular. Fuente: CIEMAT

Jardines de Ozono y Huertos de Ozono

En muchas partes del mundo se han puesto en marcha los Jardines de Ozono (“Ozone Gardens” en su terminología inglesa), una valiosa herramienta basada en el uso de especies bioindicadoras de ozono, para concienciar al público en general sobre la repercusión de la mala calidad del aire en el crecimiento y desarrollo de las plantas, y en la salud de las personas. Los Jardines de Ozono se ponen en marcha usualmente en zonas con gran afluencia de visitantes como jardines botánicos, zonas verdes, centros de visitantes de espacios protegidos e instituciones educativas. Se trata de aprovechar las zonas ajardinadas para crecer en pequeñas superficies, incluso en macetas, especies sensibles al ozono que desarrollan síntomas con facilidad y desarrollar actividades de formación y concienciación. Los Jardines de Ozono están muy extendidos en Norteamérica donde existe una red establecida y financiada por el consorcio universitario para la investigación atmosférica de Estados Unidos¹, y se emplea como herramienta educativa en organismos gubernamentales como parques nacionales y NASA^{2,3}.

Los Huertos de Ozono son otra herramienta derivada de los Jardines de Ozono orientada a la difusión de la problemática del ozono en el sector agrícola o en instituciones relacionadas (huertos urbanos, huertos escolares, huertos sociales). Los Huertos de Ozono son pequeñas parcelas dentro de los campos comerciales de cultivo donde se incorporan variedades sensibles al ozono, aunque antes requieren su optimización en cada zona agroclimática para elegir las especies/variedades bioindicadoras más adecuadas. Por ejemplo, el genotipo de judía sensible al ozono S156, habitualmente empleado como sistema bioindicador, es muy sensible a los ataques por araña roja en la horticultura del centro peninsular. La detección de daños foliares por ozono en plantas creciendo en condiciones de campo productivo visualiza de forma rotunda el efecto real que puede causar este contaminante en un cultivo, y resulta muy efectivo en la divulgación de los efectos dañinos del ozono dentro del sector. Los Huertos de Ozono también permiten ensayar opciones de mitigación de daños producidos por el contaminante mediante el manejo de su fertilización y el riego en base a la intensidad de daños en las especies bioindicadoras que producen los distintos manejos. Se han desarrollado este tipo de experiencias en algunos parques peri-urbanos de la agricultura madrileña. En este marco, se ha editado un cuaderno de campo para el reconocimiento de síntomas de ozono en estos Huertos de Ozono, que incluye una colección fotográfica de daños por ozono en distintos cultivos⁴



Huerto de Ozono en la Huerta Experimental del Parque Agrario de Fuenlabrada (Madrid). Ensayo de bioindicación de ozono para la observación de daños foliares por ozono en especies/variedades especialmente sensibles al contaminante

- 1 <https://www.cgd.ucar.edu/research/ozone-garden>
- 2 <https://www.nps.gov/subjects/air/ozonegardens.htm>
- 3 <https://appliedsciences.nasa.gov/our-impact/story/cultivating-ozone-gardens>
- 4 <http://rdgroups.ciemat.es/web/geca-ciemat>

3.5- Efectos del ozono en cultivos

Las concentraciones de ozono troposférico que se registran actualmente en muchas regiones del mundo, y en concreto en España, pueden provocar efectos nocivos en el rendimiento y calidad de la producción agrícola. El desarrollo de estos daños depende de la concentración y duración de la exposición al contaminante y de las condiciones meteorológicas y edáficas que pueden facilitar su mayor o menor absorción; por ejemplo, son especialmente importantes los factores que afectan a la disponibilidad de agua en el suelo para la planta, ya que determinan la apertura estomática y por tanto el flujo de absorción del contaminante y la dosis de ozono que llega al interior vegetal. El desarrollo de daños por ozono también depende de factores relacionados con la naturaleza intrínseca de una especie o variedad (como su capacidad antioxidante y de reparación de daños a escala celular), que la hacen más sensible o tolerante al ozono, y de su estado de desarrollo y fortaleza para afrontar estreses en un momento determinado. En cualquier caso, todos los cultivos presentan un amplio rango de tolerancia al ozono entre sus variedades, de forma que podemos encontrar variedades sensibles y tolerantes dentro de una misma especie. En general, las variedades procedentes de regiones con elevados niveles de contaminación por ozono tienden a ser más tolerantes que las variedades desarrolladas en áreas relativamente limpias; la explicación podría deberse a una selección inconsciente por parte de los agricultores.

En las zonas agrícolas donde se detectan problemas de producción crónicos asociados al ozono, zonas calificadas como de riesgo elevado por este contaminante, una solución de adaptación eficaz a esta situación es optar por el cultivo de variedades tolerantes al ozono. Actualmente están en desarrollo líneas de investigación para el estudio de los rasgos de tolerancia al ozono de los distintos cultivos, considerando rasgos morfológicos, fisiológicos y genéticos, para la obtención de variedades tolerantes. También es posible adoptar algunos cambios en el manejo de los cultivos que pueden reducir la absorción del ozono por las plantas y con ellos sus efectos, especialmente los relacionados con los patrones de riego o el uso de fertilizantes. Estas medidas de adaptación son también importantes considerando los futuros escenarios de cambio global.

Los efectos del ozono en los cultivos se pueden manifestar en forma de síntomas foliares visibles, reducción del rendimiento del cultivo y de la calidad de su producción, o en un debilitamiento de la planta que dificulta su capacidad para afrontar otros estreses, como ataques de patógenos, sequía, etc. El desarrollo de síntomas foliares, muchas veces no va ligado a un efecto sobre el rendimiento significativo; sin embargo, puede suponer una pérdida económica a considerar en aquellos cultivos cuyo valor comercial se basa en la apariencia de las hojas como sucede con los cultivos hortícolas de hoja. En los cultivos cuya importancia comercial se basa en el fruto, la aparición de síntomas foliares no se relaciona siempre con pérdidas en producción; por el contrario, la exposición al ozono puede provocar una reducción de la producción sin la aparición de daños foliares visibles.

Cultivos sensibles al ozono descritos en España

Sandía (*Citrullus lanatus*)
 Melón (*Cucumis melo*)
 Judía (*Phaseolus vulgaris*)
 Soja (*Glycine maxima*)
 Colza (*Brassica napus*)
 Tomate (*Solanum lycopersicum*)
 Guisante (*Pisum sativa*)
 Tabaco (*Nicotiana tabacum*)
 Patata (*Solanum tuberosum*)
 Lechuga (*Lactuca sativa*)
 Espinaca (*Spinacea oleracea*)
 Alcachofa (*Cinara scolymus*)
 Col (*Brassica oleracea*)
 Acelga (*Beta vulgaris*)
 Vid (*Vitis vinifera*)
 Trigo duro (*Triticum durum*)
 Trigo blando (*Triticum aestivum*)
 Maíz (*Zea mays*)
 Arroz (*Oryza sativum*)
 Cacahuete (*Arachis hypogea*)
 Cítricos (*Citrus spp*)

Desde finales de los 80, se lleva analizando la sensibilidad de los cultivos peninsulares, considerando hortalizas de regadío y cereales de secano, en ensayos experimentales realizados en instalaciones de Cámaras Descubiertas. Esto ha generado una importante base experimental que pone de manifiesto que los niveles de ozono que se registran habitualmente en muchas zonas agrícolas españolas, son capaces de provocar potencialmente efectos en la productividad y calidad de nuestros cultivos.

Cultivos hortalizas

Considerando los cultivos hortalizas, los estudios realizados en la zona de levante, bajo las condiciones climáticas que caracterizan el mediterráneo costero, indican que los niveles elevados de ozono que se registran en esta zona pueden provocar, en condiciones experimentales, pérdidas de productividad en cultivos como sandía, judía, tomate o patata cuando se emplean variedades sensibles al ozono. En el caso de la sandía, por ejemplo, la reducción del rendimiento se produce más por una disminución en el número de frutos que por una reducción en el peso del fruto; en el caso del tomate y la patata, el ozono afecta tanto a la cantidad como al peso de los frutos y tubérculos.



Efectos del ozono en cultivo de patata: desarrollo de síntomas foliares y reducción de la producción. Instalación de Cámaras Descubiertas de "La Pereira" (Benifaió, Valencia). Fuente: CEAM.

En algunos cultivos, como la sandía y el tomate, el ozono provoca además un retraso en la maduración de los frutos, por lo que las cosechas tempranas son las que más sufren la reducción de producción por el ozono, un efecto que puede compensarse al final del periodo productivo con las cosechas finales si los niveles del contaminante no son muy elevados (Figura 19a). Sin embargo, este retraso puede implicar una pérdida de competitividad del producto en el mercado cuando ocurre en cultivos cuya comercialización temprana supone un valor añadido.

Otro aspecto de importancia es el efecto del ozono en la calidad del fruto. El ozono puede reducir hasta un 10-14% el contenido en azúcares del fruto en variedades sensibles de sandía y tomate (Figura 19b), afectando a la comercialización del producto en base a su calidad, e incrementando el impacto económico del ozono.

La potente base experimental desarrollada en España sobre los efectos del ozono en tomate, han permitido el desarrollo de funciones de respuesta de este cultivo considerando los distintos índices indicadores de riesgo de ozono (AOT40 y POD), y la definición de los niveles críticos (NC) (valores límite) de ozono para la protección del rendimiento de esta especie. Estas funciones y NC se emplean en el marco de la Convención del Aire de Naciones Unidas y la Unión Europea para realizar análisis de riesgo por ozono para cultivos hortalizas a escala europea, considerando al tomate como especie representativa de este tipo de cultivos (véase capítulo 5).

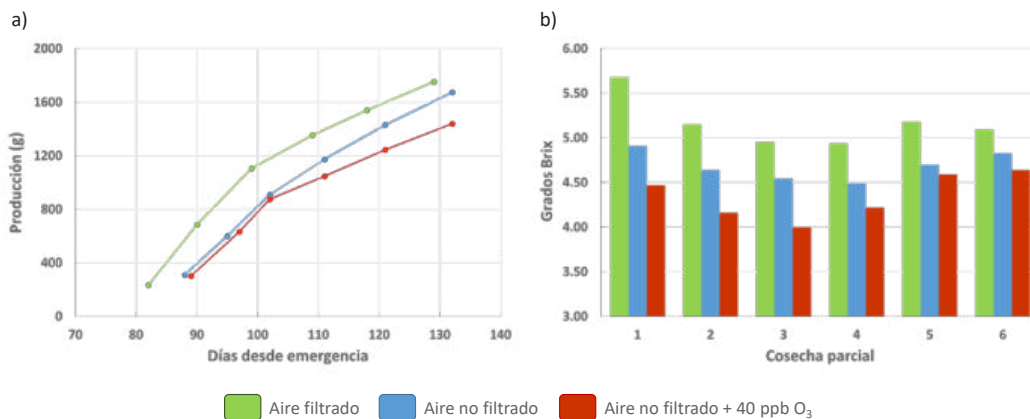


Figura 19. Efectos del ozono en la producción y calidad de frutos de tomate (*Solanum lycopersicum*). (a) Evolución de la producción del peso de frutos en una variedad sensible al ozono. El efecto del ozono es más intenso en las cosechas tempranas donde se observa una reducción de la producción provocada por el ozono. (b) Reducción de la concentración de azúcares en fruto (expresados como grados Brix) durante las diferentes cosechas parciales de una variedad sensible al ozono. Fuente: CIEMAT.

Cultivos hortícolas de hoja

Entre los cultivos de hoja estudiados, los resultados señalan a la acelga como el más sensible entre las especies analizadas, seguido por la espinaca, la escarola y la lechuga en orden decreciente de sensibilidad. El ozono aumenta la senescencia de la acelga, a la vez que provoca síntomas foliares que terminan extendiéndose a buena parte del limbo foliar en las hojas más maduras; ambos efectos conjuntos provocan una reducción significativa de la biomasa comercial del cultivo (Figura 20a). Es importante considerar que la sensibilidad de una variedad a determinados niveles de ozono en ambiente, depende de las condiciones de crecimiento que favorezcan en mayor o menor grado la absorción del contaminante por la planta. Los ensayos experimentales simultáneos realizados con cultivos de hoja (acelga, espinaca, escarola, lechuga) en la costa del levante y el centro peninsular, ponen de manifiesto el mayor impacto del ozono en la zona costera: una misma concentración de ozono ambiental provoca en la costa una reducción mayor del rendimiento del cultivo respecto a lo que sucede en el centro peninsular. Esto se debe a que las condiciones ambientales costeras (mayor humedad ambiental, menor temperatura), favorecen una mayor apertura de los poros estomáticos, y con ello una mayor absorción de ozono hacia el interior vegetal.

El ozono tiene también un efecto importante en la calidad de la producción de los cultivos de hoja. La acelga es un cultivo nutricionalmente valioso por su contenido elevado en Mg, Ca, K y Na, y por su aporte importante aunque en menor cantidad, en P, Fe, Mn y Zn. De hecho, la cantidad de nutrientes aportada por una sola ración de acelga en la dieta diaria constituye casi el 100% del requerimiento diario de Mg, el 30% del Fe, el 25% del Zn y el 15% del Ca. En los ensayos experimentales con acelga, el ozono en concentraciones elevadas reduce un 30% el contenido foliar de Ca y un 22% el del Mg; mientras que esta reducción es del orden del 10% para otros nutrientes como el Fe, Mn y Zn; el ozono impacta significativamente en la calidad de la producción reduciendo el aporte nutritivo de una ración de acelga en la dieta diaria (Figura 20b).

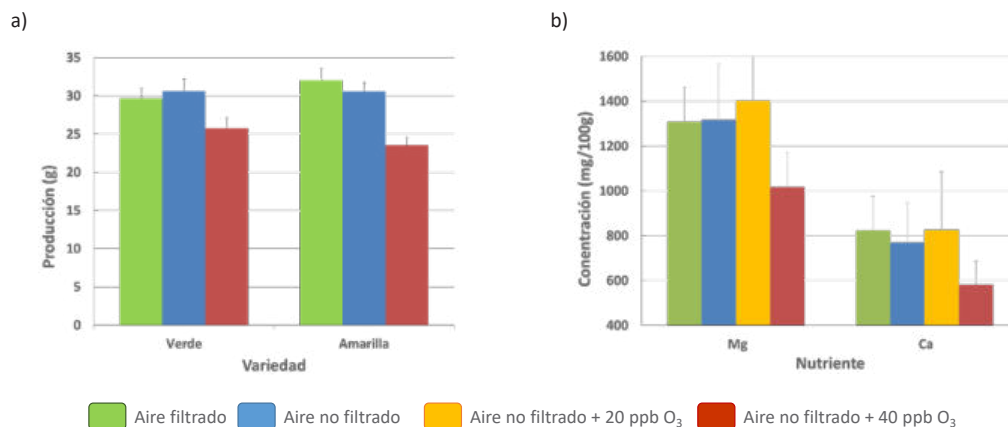


Figura 20. Efectos del ozono en producción y calidad nutritiva de variedades de acelga (*Beta vulgaris* var. *Cycla*): (a) reducción de biomasa comercial, (b) disminución del contenido de magnesio (Mg) y calcio (Ca). Fuente CIEMAT y CEAM, González-Fernández et al., 2016, Elvira et al., 2022.



Ensayos experimentales con cultivos de hoja. Instalación Experimental de OTC del CIEMAT. Daños foliares por ozono en acelga. Fuente: CIEMAT

Cereales

En los últimos años se ha realizado un importante avance en el conocimiento de la respuesta al ozono de las variedades españolas de trigo blando. Los niveles de ozono elevados incrementan la senescencia foliar y reducen la actividad fotosintética del trigo, afectando a la calidad y el rendimiento de variedades modernas que se cultivan actualmente. Estas variedades modernas, son más sensibles que los genotipos tradicionales (Figura 21a), lo que apunta a que la selección varietal en época reciente ha derivado hacia variedades más sensibles al ozono. Los genotipos tradicionales, aunque menos productivos, mantienen la estabilidad de su producción bajo concentraciones más elevadas del contaminante. Estos resultados indican la importancia de conservar los genotipos tradicionales que pueden servir de base genética para la obtención de variedades tolerantes al ozono pero con elevada capacidad productiva. Es destacable que, muchos de los efectos observados en condiciones experimentales, suceden bajo niveles ambientales de ozono que actualmente se registran de forma habitual en las zonas cerealistas españolas. Además de la selección varietal, existen otras opciones de manejo para tratar de contrarrestar los efectos negativos del ozono en cereales. La fertilización nitrogenada, por ejemplo, puede modular la respuesta de las variedades de trigo sensibles al ozono, de forma que el aporte de nitrógeno puede contrarrestar parte de los efectos que produce el ozono en la producción de grano si los niveles no son muy elevados.

El ozono también afecta a parámetros de calidad del trigo, como el rendimiento de proteína (cantidad de nitrógeno en grano por peso de grano), uno de los parámetros de rendimiento habituales para analizar la eficiencia de los cultivos (Figura 21b). Este efecto se relaciona con la reducción de la eficiencia de la fertilización nitrogenada, afectando directamente a los insumos del cereal. También se han detectado efectos sobre la eficiencia en el uso del agua del cereal, lo que puede ser de mayor importancia que el efecto directo considerando los escenarios futuros de cambio climático que predicen un aumento en la frecuencia de la sequía en determinadas zonas de Europa.

Otro tema de gran interés, pero todavía muy desconocido relacionado con los efectos indirectos del ozono, y en general de la mala calidad del aire, es el efecto del ozono en el desarrollo de patógenos causantes de enfermedades comunes en nuestros cultivos. El tema es complejo dada la diversidad de microorganismos y artrópodos implicados, y también la complejidad experimental para realizar los estudios. Algunos ensayos indican que el ozono podría favorecer el desarrollo de infecciones víricas en tomate mientras que otros señalan el efecto positivo de niveles de ozono medios en el control de infecciones fúngicas foliares.

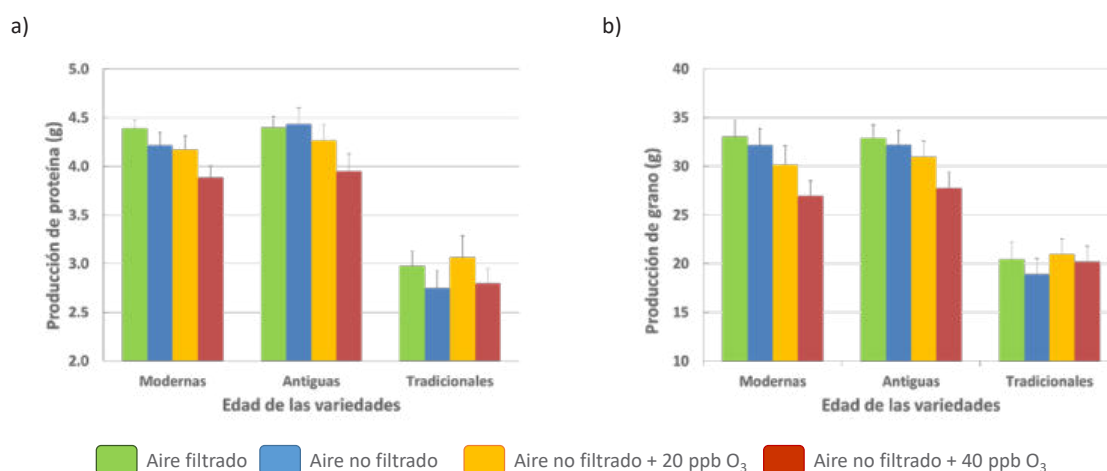


Figura 21. Efectos del ozono en calidad y producción de grano de variedades españolas de trigo (*Triticum aestivum*) modernas, antiguas y tradicionales: (a) rendimiento de proteína, (b) rendimiento de grano. Fuente: CIEMAT.

3.6- Efectos del ozono en especies herbáceas silvestres

La información científica disponible sobre los efectos del ozono en las comunidades de pastos y pastizales es relativamente escasa en comparación las especies agrícolas y forestales, a pesar de que representan alrededor del 50% de la superficie europea y de que suponen una parte importante de la biodiversidad de los ecosistemas terrestres. Las especies herbáceas para las que se ha definido su sensibilidad al ozono apenas representan un pequeño porcentaje del total de especies herbáceas presentes en Europa, por lo que es este tipo de vegetación el que presenta la mayor incertidumbre a la hora de describir los efectos potenciales de la contaminación por ozono. La información sobre la sensibilidad al ozono de especies herbáceas silvestres originarias de otros lugares fuera de Europa, más allá de los estudios realizados en Estados Unidos, es aún más escasa.

Los experimentos realizados con especies europeas creciendo de forma individual indican que el ozono puede provocar el desarrollo de daños foliares, la reducción del crecimiento, cambios en la maduración y la producción de flores y semillas, cambios en funciones relacionadas con la reproducción y disminución de la calidad nutritiva para los herbívoros, asociados a distintas alteraciones metabólicas y fisiológicas en especies sensibles (Figura 22). Se han identificado especies sensibles en términos de crecimiento en muchas familias, principalmente en las siguientes: *Fabaceae*, *Polygonaceae*, *Poaceae*, *Asteraceae*, *Lamiaceae* y *Plantaginaceae*, ordenadas de mayor a menor número de especies sensibles. Entre ellas destacan las leguminosas, donde hasta un 70% de las especies testadas presentan efectos del ozono sobre el crecimiento. Sin embargo hay que destacar que no todas las familias se encuentran igualmente representadas en los estudios de sensibilidad.

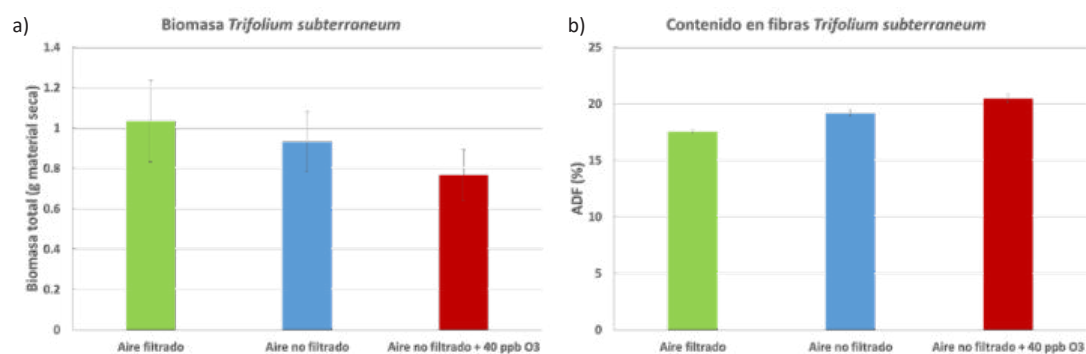


Figura 22. Efectos del ozono en *Trifolium subterraneum* creciendo de forma individual: (a) reducción del crecimiento de la biomasa aérea; (b) incremento del contenido en fibras ácido detergentes (ADF). Las fibras ácido detergentes se relacionan de forma inversamente proporcional con la ingesta de los herbívoros y por lo tanto con la calidad nutritiva del pasto. Fuente: CIEMAT, Sanz et al., 2005.

La mayor parte de la información sobre sensibilidad al ozono de las especies herbáceas se refiere a los efectos en el crecimiento de la biomasa aérea o la aparición de síntomas visibles en las hojas. Sin embargo, no se trata del mismo tipo de indicador, ya que las clasificaciones sobre la sensibilidad al ozono de una especie varían en función de si se evalúa sobre un parámetro de respuesta u otro. Con carácter general, la aparición de síntomas visibles en las hojas no implica necesariamente que se vayan a producir efectos sobre el crecimiento u otros parámetros de respuesta. En cuanto a los efectos del ozono sobre el crecimiento de la biomasa aérea, se han encontrado especies que disminuyen el crecimiento y otras en las que este crecimiento se ve estimulado. Además se ha registrado un aumento del envejecimiento de los tejidos que se traduce en una senescencia temprana de las hojas expuestas al ozono. También se han observado desequilibrios en la respuesta al ozono entre la parte aérea y subterránea, donde el ozono suele afectar de forma más intensa al crecimiento de las raíces respecto a la parte aérea de la planta. Estos desequilibrios entre la parte aérea y subterránea pueden suponer una disminución de la capacidad de asimilación de agua y nutrientes que reduzca la tolerancia de la planta frente a otros tipos de estrés, reducción del establecimiento de relaciones con microorganismos simbióticos o reducción de la capacidad de fijación de nitrógeno atmosférico en leguminosas. Además, las raíces tienen la función de actuar como almacén de sustancias de reserva de la planta. Otros parámetros de respuesta relacionados con la capacidad reproductiva o la calidad nutritiva para los herbívoros también resultan de importancia para comprender los efectos del ozono en las especies herbáceas.

Grupo de Cooperación Internacional sobre los Efectos de los Contaminantes Atmosféricos en la Vegetación Natural y los Cultivos -ICP-Vegetation, Convención del Aire CEPE-ONU

El ICP-Vegetation⁵ es el grupo científico-técnico del Grupo de Trabajo sobre Efectos (Working Group on Effects, WGE) dentro de la Convención del Aire. Este grupo reúne la base científica sobre los efectos de la contaminación atmosférica en la vegetación, desarrollan experimentos, analizan bases de datos y elaboran modelos sobre los efectos del ozono, los metales pesados y los compuestos nitrogenados en la vegetación natural y en los cultivos.

La actividad del ICP-Vegetation se ha centrado en el estudio y análisis de los daños provocados por el ozono en especies agrícolas, forestales y herbáceas, recopilando y analizando una extensa base de datos. En el marco de este grupo se han recogido las evidencias que indican que las concentraciones de ozono que se registran en amplias zonas de Europa provocan efectos en la vegetación. Sus resultados han contribuido al desarrollo de las herramientas de análisis de riesgo de efectos y los protocolos para el control del ozono y de los óxidos de nitrógeno de la Convención del Aire. El análisis integrado de los efectos del ozono en la producción y calidad de los cultivos, el crecimiento o la producción de flores y semillas en especies silvestres o la aparición de síntomas visibles ha permitido establecer los valores umbrales de ozono para la protección de los cultivos y la vegetación natural (niveles críticos de ozono). Estos valores, que se revisan periódicamente para incorporar la nueva información disponible, han sido la base para el desarrollo de las metodologías de análisis de riesgo y la legislación sobre ozono actualmente vigente en Europa (véase capítulos 5 y 6). Esta metodología se recoge en el Manual de Metodologías y Criterios para la Modelización y Cartografía de Cargas y Niveles Críticos y los Efectos, Riesgos y Tendencias de la Contaminación Atmosférica.

La participación española en el ICP-Vegetation ha permitido la toma en consideración de datos experimentales sobre la identificación de síntomas visibles del ozono, datos ecofisiológicos necesarios para parametrizar los modelos de absorción estomática del ozono e información sobre los efectos que la exposición al ozono tiene sobre diversas especies de interés en la zona mediterránea europea, incluyendo especies y variedades de cultivos importantes económicamente, especies forestales y de pastos, en el desarrollo de las metodologías de análisis de riesgo. En la actualidad, España participa y coordina diversos grupos de trabajo del ICP-Vegetation con el fin de mejorar las metodologías de análisis de riesgo de efectos del ozono troposférico.

Entre los efectos descritos sobre la capacidad reproductiva de las especies sensibles se encuentran disminuciones en la producción de flores, en número, biomasa o tamaño. En algunas especies también se han registrado incrementos en la producción de flores, que pueden estar relacionados con una mayor inversión en el crecimiento reproductivo como mecanismo de respuesta frente al estrés provocado por el ozono. También se han descrito efectos sobre la producción y germinación del polen, con potenciales consecuencias para la fertilización y la producción de semillas viables, aunque se desconoce si se trata de un efecto directo provocado por la exposición al ozono o si puede tratarse de un efecto indirecto como consecuencia de los daños provocados en la fotosíntesis o en el transporte de los productos asimilados. El ozono también puede provocar interferencias en la atracción de los insectos.

5 <https://icpvegetation.ceh.ac.uk/>

tos que intervienen en la polinización de algunas especies mediante cambios en la composición de los aromas florales o la degradación de estos aromas de forma más rápida en atmósferas contaminadas por ozono, reduciendo el rango de atracción de los polinizadores. También se han descrito cambios sobre el inicio y desarrollo de la floración, que pueden provocar desajustes con la presencia de polinizadores. Los cambios en la producción y momento de la floración así como sobre parámetros de atracción de polinizadores pueden tener consecuencias sobre el comportamiento de los polinizadores, como se ha descrito para algunas especies tras su exposición al ozono, y provocar en consecuencia disminuciones en la producción de semillas. A pesar de que la información disponible apunta a un importante efecto del ozono sobre la capacidad reproductiva de las especies herbáceas silvestres con consecuencias para la conservación de la biodiversidad, se trata de un campo aún muy poco estudiado.

Otro aspecto importante a considerar son los efectos del ozono sobre la calidad forrajera de los pastizales para su aprovechamiento ganadero (Figura 22 b). El ozono puede inducir la acumulación de fibras como las ligninas, reducir el contenido proteico del pasto, provocar cambios en la concentración de micronutrientes o reducir el crecimiento de las especies con mayor valor forrajero, lo que se resulta en reducciones en parámetros de calidad del pasto como son la ingestión de materia seca o la digestibilidad. Se ha estimado que los efectos del ozono sobre el crecimiento de la biomasa aérea y la calidad nutritiva del pasto pueden conducir a reducciones de la capacidad de carga ganadera de un territorio.

Las especies que componen las comunidades pascícolas no responden de forma homogénea al ozono y también se han encontrado especies tolerantes a este contaminante e incluso diferencias en la sensibilidad entre diferentes poblaciones de una misma especie. La variabilidad inter-específica en la sensibilidad al ozono puede depender de múltiples causas, como diferencias en las estrategias de crecimiento, la morfología foliar, o la capacidad de detoxificación celular. Las diferencias en la sensibilidad entre poblaciones de una misma especie han podido desarrollarse debido a que el ozono puede estar ejerciendo una presión selectiva sobre la población en función del nivel de exposición al ozono que se da en cada zona, bien a través la supervivencia de los individuos más tolerantes o por efectos sobre la capacidad reproductiva de los individuos más sensibles.

El estudio de los efectos del ozono en las comunidades de pastizales supone un desafío debido a la complejidad de estos ecosistemas, que requieren no sólo el análisis de la respuesta al contaminante de las diferentes especies que lo componen, sino también la evaluación de los cambios que ocurren en las interacciones entre las distintas especies y sus consecuencias en términos de composición florística y productividad de toda la comunidad. Las diferencias en la sensibilidad de las especies individuales pueden compensar los efectos sobre la comunidad vegetal en su conjunto en algunos parámetros como la producción de pasto, pero también resultar en una selección de las especies resistentes frente a las sensibles que llevaría a un empobrecimiento del pasto por pérdida de biodiversidad y a cambios en otros parámetros como su calidad forrajera, cuando los efectos se provoquen sobre las especies más nutritivas para el ganado. Estudios con comunidades intactas y mezclas de especies herbáceas expuestas al ozono muestran cómo las especies más sensibles pueden reducir su abundancia en favor de las más tolerantes (Figura 23). En cambio, también se han registrado respuestas en las que las especies sensibles quedan protegidas de los efectos del ozono al crecer en competencia con otras especies y experimentan reducciones del crecimiento menores que cuando se encuentran en monocultivo. Estos cambios en la sensibilidad en función de la especie competidora se han relacionado con diferencias en la estructura del dosel, que pueden cambiar la exposición al ozono y las condiciones micro-meteorológicas experimentadas por los individuos y que a su vez influyen en la respuesta al ozono.

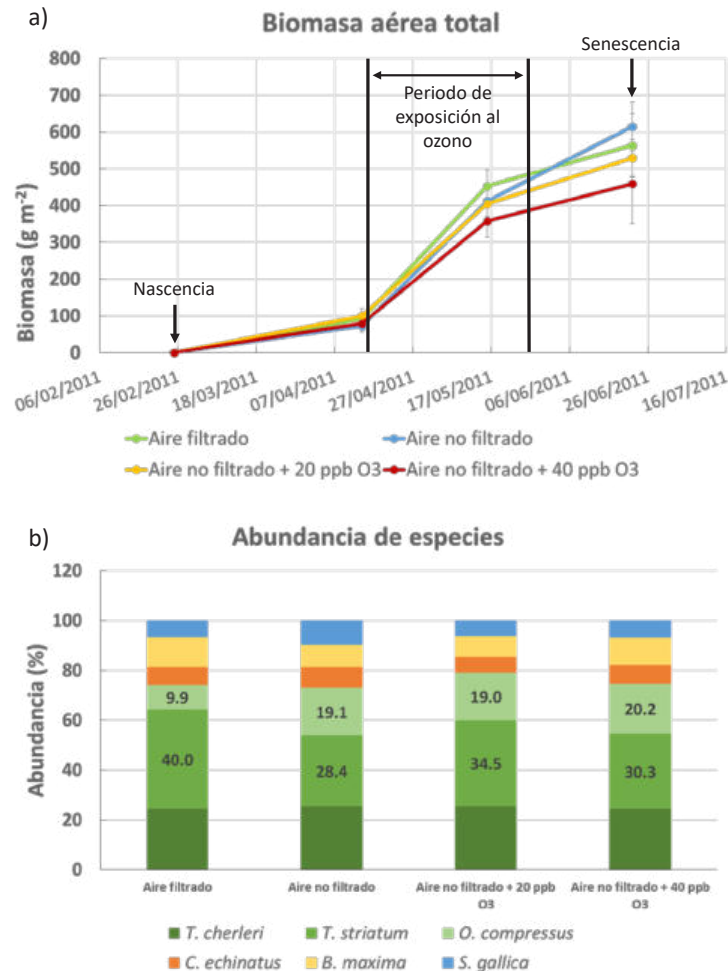


Figura 23. Efectos del ozono en una comunidad experimental de especies de pastos anuales mediterráneos: (a) reducción del crecimiento de la biomasa aérea total a lo largo del ciclo de crecimiento; (b) cambio en la abundancia de especies. La comunidad experimental está formada por la mezcla de 6 especies con diferente sensibilidad al ozono. La exposición al ozono redujo en este experimento el crecimiento de la biomasa aérea (a) e indujo cambios en la abundancia de especies (b), donde la leguminosa sensible *Trifolium striatum* redujo su presencia en favor de la leguminosa tolerante *Ornithopus compressus*. Fuente: CIEMAT, Calvete-Sogo et al., 2014, 2016.

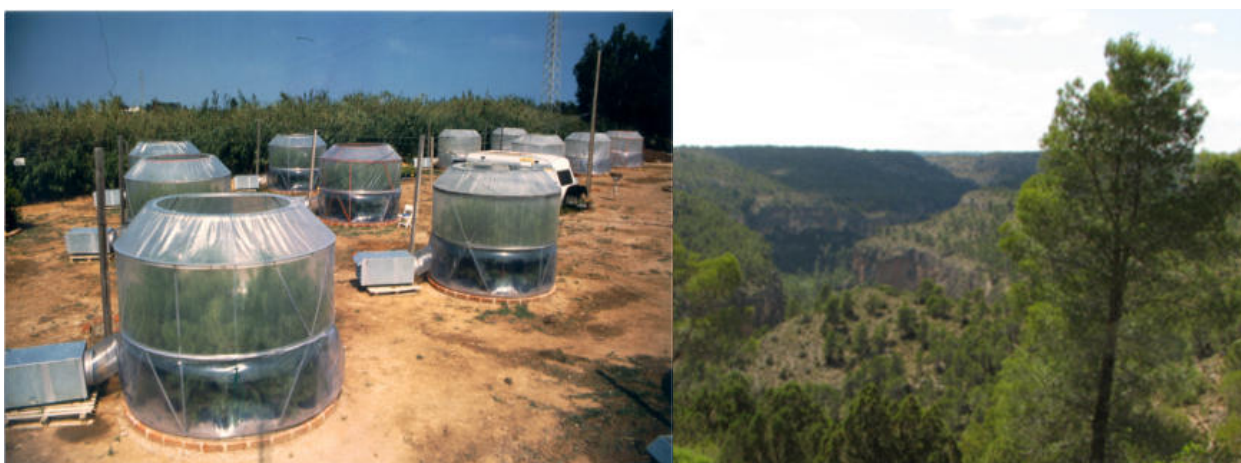
La respuesta de las comunidades de pastos está también determinada por factores nutricionales o por las técnicas de gestión del pasto utilizadas. Los experimentos de interacción entre ozono y nitrógeno muestran que la disponibilidad de nitrógeno puede modular la respuesta al ozono, compensando sus efectos en el crecimiento de la biomasa cuando la exposición al ozono no es muy elevada. Las siegas o el pastoreo también pueden modificar los efectos del ozono al modificar la estructura del dosel y cambiar la exposición de las diferentes especies al ozono así como modificando la abundancia de las especies presentes en el pasto, aunque no parece afectar a la sensibilidad de la respuesta *per se*. Otros factores como las condiciones meteorológicas durante el crecimiento, también modulan los efectos del ozono debido a su efecto sobre la actividad fisiológica de las plantas. En el caso de los pastos anuales, la variación inter-anual en las condiciones meteorológicas también resulta en un elevado dinamismo en su composición florística, lo que puede dar lugar a variaciones en la sensibilidad de la comunidad en su conjunto según las especies presentes en el pasto cada año.

Combinando la información disponible sobre la respuesta al ozono de las especies creciendo de forma individual, en experimentos de competencia con dos o más especies o en ensayos con comunidades intactas se ha podido identificar la sensibilidad de algunas comunidades de vegetación herbácea presentes en Europa. Entre las comunidades

sensibles se han identificado los pastos anuales mediterráneos que forman el estrato herbáceo de las dehesas y otras comunidades mediterráneas pastoreadas con dominancia de especies anuales. También se han clasificado como sensibles los pastizales permanentes méxicos en zonas de baja y media altitud o zonas de montaña del centro y norte de Europa y los prados manejados mediante siega o pastoreo dominados por especies perennes situados en zonas de clima atlántico. En cambio otras comunidades de herbáceas como los pastos perennes alpinos presentes en los Alpes y otras zonas montañosas en la zona continental europea han mostrado una alta tolerancia en términos de crecimiento y composición de especies a exposiciones elevadas de ozono en experimentos a largo plazo.

3.7.- Efectos del ozono en los bosques

A mediados de los años 70 del siglo pasado, se empezaron a detectar síntomas de un deterioro generalizado en los bosques de algunas regiones de Norteamérica y Europa, cuyos síntomas más aparentes fueron el desarrollo anormal de procesos de clorosis en las hojas (pérdida de clorofilas), la reducción en el crecimiento de los árboles y un debilitamiento progresivo de las masas forestales, que aumentaba su sensibilidad frente a otros factores de estrés. No se trataba de un fenómeno uniforme y generalizado, sino que los daños variaban en función de las especies y de las regiones geográficas. Este deterioro, que no se pudo atribuir a una causa única, empezó a relacionarse por primera vez con el impacto de los contaminantes atmosféricos. En algunas zonas cercanas a grandes áreas industriales, estos fenómenos se relacionaron directamente con los efectos de la lluvia ácida y el depósito de contaminantes atmosféricos con azufre y nitrógeno. En otras áreas, se consideró al ozono como uno de los agentes implicados en el proceso, no como causa directa, sino como un factor que predisponía a los árboles frente a otros tipos de estrés, fundamentalmente la sequía, el ataque de patógenos y las deficiencias nutricionales. Este tipo de procesos se han extendido y están siendo descritos en las últimas décadas en otras regiones de Asia y América. En la actualidad, más de 140 especies arbóreas y arbustivas han sido descritas como sensibles a los niveles elevados de ozono en el aire.



Exposición de pino carrasco en cámaras descubiertas, (delta del Ebro, Tarragona). Derecha: bosque de pino carrasco en las hoces de río Cabriel (Valencia). Fuente: CIEMAT

Los efectos comúnmente descritos en las especies sensibles son la aparición de síntomas visibles en las hojas o la reducción de las tasas de crecimiento y biomasa. Es importante destacar que el desarrollo de síntomas visibles no implica necesariamente que se observen efectos en el crecimiento, y viceversa. La aparición de síntomas visibles generalmente se desarrolla cuando ocurren elevadas concentraciones de ozono en condiciones que predisponen a su absorción por las hojas (en particular en ausencia de sequía que limita la absorción estomática). La mayoría de estos estudios se han realizado con plantas jóvenes y en condiciones semicontroladas, siendo difícil predecir cuáles son los efectos en árboles adultos. Sin embargo, algunos experimentos de fumigación con ozono realizados con árboles adultos, y estudios de monitorización que aplican técnicas de epidemiología y análisis estadísticos complejos, han permitido demostrar que las concentraciones actuales de ozono provocan disminuciones en el crecimiento de numerosas especies de árboles en algunas zonas de Europa.

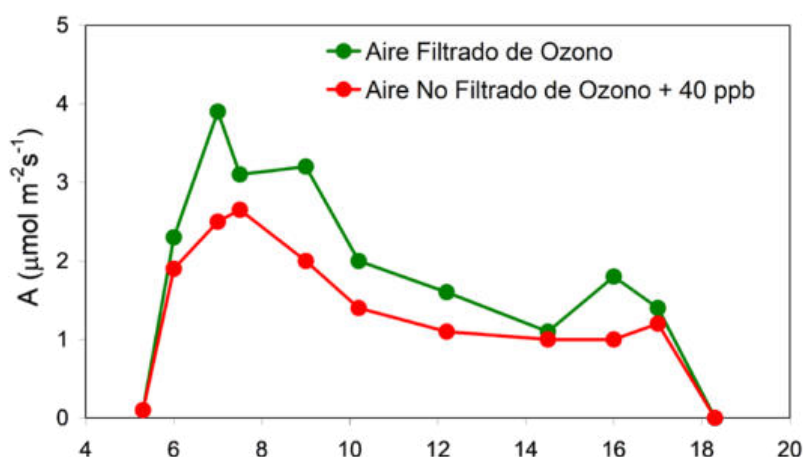


Figura 26. Estudio del efecto del ozono en la tasa fotosintética (A) de pino carrasco (*Pinus halepensis*). Exposición experimental en cámaras descubiertas, delta del Ebro (Tarragona). Efectos observados al tercer año de exposición a ozono. Fuente: CIEMAT

En el área mediterránea, y concretamente en España, una de las especies más estudiada por su sensibilidad al ozono es el pino carrasco (*Pinus halepensis*). En esta especie es frecuente detectar síntomas visibles en forma de un bandeo clorótico en sus acículas, sin estar relacionados con la presencia de patógenos como micosis foliares o insectos chupadores. Los estudios experimentales han demostrado que el ozono altera el metabolismo de esta especie, provocando una disminución en el contenido de clorofilas, una reducción de la asimilación de carbono (fotosíntesis, Figura 26) y una alteración de los sistemas de defensa y distribución de nutrientes. Estas alteraciones se manifiestan finalmente como una disminución en la tasa de crecimiento de los árboles y una menor capacidad de respuesta frente a otros factores de estrés, por ejemplo la sequía y las altas temperaturas.



Efectos del ozono en pino carrasco: desarrollo de bandeo clorótico debido a la exposición al ozono. Fuente: CIEMAT

La encina (*Quercus ilex*), una de las especies más características de los paisajes de la península Ibérica, también ha mostrado síntomas visibles de daños por ozono en algunas circunstancias. En condiciones experimentales se ha comprobado que el ozono altera su fisiología y reduce su crecimiento, incluso aunque las plantas estén expuestas a un estrés hídrico que limite la absorción estomática del contaminante. Otros estudios han descrito también alteraciones del metabolismo y/o del crecimiento en otras especies propias de los bosques mediterráneos en respuesta a una exposición experimental a concentraciones elevadas de ozono: coscoja (*Quercus coccifera*), algarrobo (*Ceratonia siliqua*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), cornicabra (*Pistacia terebinthus*), olivo (*Olea europaea*), varias especies de arce (*Acer campestre*, *A. Monspessulanum*, *A. opalus*, *A. pseudoplatanus*), y de roble (*Quercus pyrenaica*, *Q. faginea*). El desarrollo de daños foliares en la zarzamora (*Rubus* sp.) y el madroño (*Arbutos unedo*) permite que estas especies se empleen como bioindicadores en los seguimientos de estado de salud de los bosques que realiza el ICP- Forests.

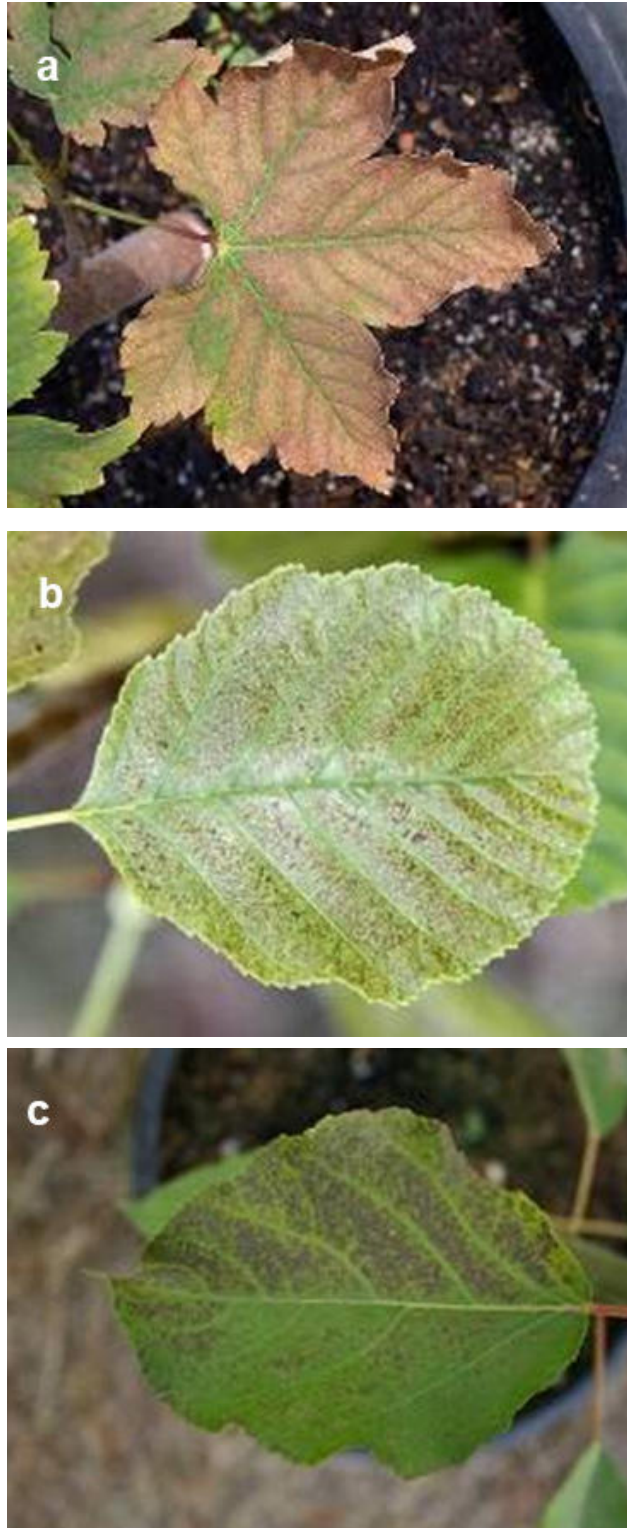


Medidas de intercambio gaseoso realizadas en una dehesa del centro peninsular influenciada por la ciudad de Madrid y sometida a una contaminación crónica por ozono. Fuente: CIEMAT

Algunas especies forestales de clima más centroeuropeo, que tienen una representación importante en los bosques del norte o en las áreas de montaña del centro y sur peninsular, pueden ser calificadas como especies sensibles al ozono por los efectos observados en su crecimiento o fisiología: pino silvestre (*Pinus sylvestris*), pino negro (*P. uncinata*), abeto blanco (*Picea abies*), aliso (*Alnus glutinosa*), chopo (*Populus* sp.), roble (*Quercus petraea*, *Quercus robur*), saúco (*Sambucus racemosa*, *S. nigra*), haya (*Fagus sylvatica*) y abedul (*Betula pendula*). En el caso del pino negro, el estudio de diferentes comunidades a lo largo de gradientes naturales en el Pirineo, demostró que los niveles de ozono contribuían a la mortalidad de individuos adultos.

En general, las especies más típicamente mediterráneas son más resistentes a la contaminación por ozono debido a sus características esclerófilas: hojas coriáceas con cutículas gruesas, estomas pequeños con tasas de intercambio gaseoso bajas, lo que implica una menor absorción de contaminantes atmosféricos, y una mayor capacidad antioxidante de los sistemas de defensa celulares. Además, es importante considerar que en esta mayor resistencia colaboran de forma muy importante las condiciones climáticas propias de su área de distribución, con una larga temporada de sequía durante el verano que reduce la actividad fisiológica de las plantas y limita la absorción de ozono justo en los meses en los que se registran las concentraciones más altas. Por ello, los efectos observados experimentalmente en estas especies no pueden extrapolarse directamente a condiciones de campo sin cometer una sobreestimación de los daños. Sin embargo, algunas especies representativas de la zona mediterránea como el pino carrasco o el ponderosa (*Pinus ponderosa*) de California se encuentran entre las especies forestales más afectadas por el ozono.

Actualmente, los niveles de ozono en la región mediterránea no son tan elevados como para provocar daños de forma masiva en sus bosques. En este caso, pueden adquirir más importancia los efectos indirectos del ozono, como es la disminución de su capacidad de respuesta frente a otros estreses bióticos y/o abióticos (por ejemplo la sequía, el ataque de patógenos o las deficiencias nutricionales).



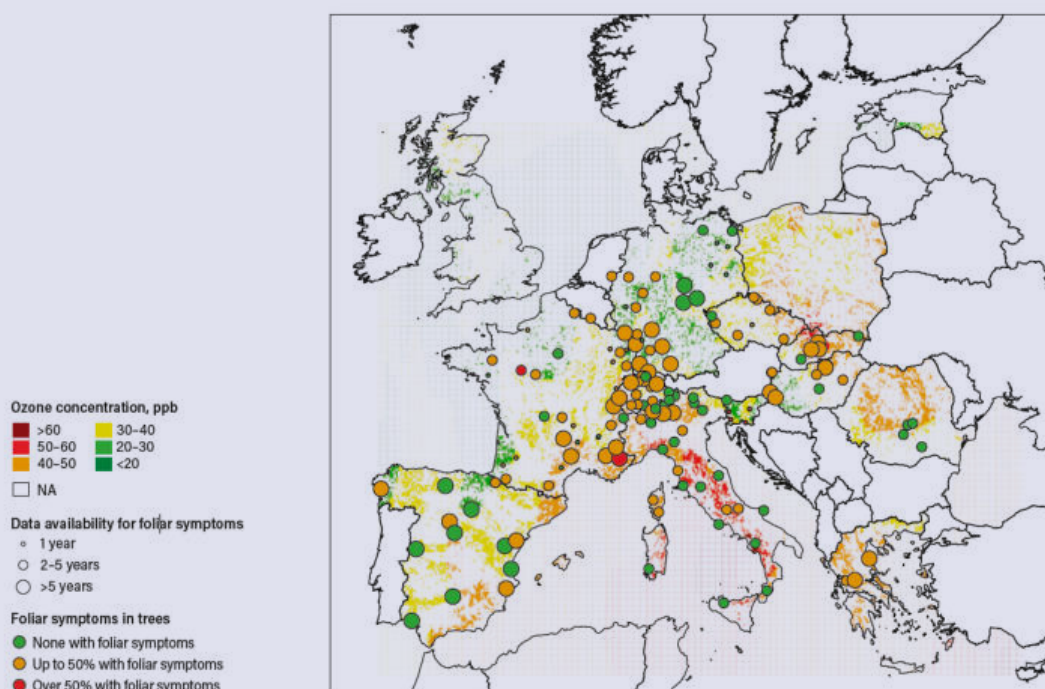
Síntomas foliares inducidos por el ozono de forma experimental en plantones de (a) arce, (b) aliso y (c) chopo. Instalación experimental de cámaras descubiertas de "La Pereira" (Benifaió, Valencia). Fuente: CEAM

ICP Forests

El Programa de Cooperación Internacional para la Evaluación y Monitorización de los Efectos de la Contaminación Atmosférica en los Bosques (ICP Forests) es una red transnacional de monitorización e investigación forestal bajo la Convención del Aire (CLRTAP-CEPE-ONU). Durante más de 30 años ICP Forests ha recopilado información sobre el estado y las tendencias de los ecosistemas forestales europeos y sus respuestas al cambio global. En la actualidad, 42 países participan en este programa de cooperación internacional.

La monitorización sistemática a gran escala de alrededor de 5000 parcelas en Europa (Nivel I) proporciona desde 1986 revisiones periódicas sobre salud forestal en relación con factores estresantes antropogénicos y naturales. Además, se realiza un seguimiento intensivo en una red de parcelas altamente instrumentadas (Nivel II), mediante la monitorización continua de más de 250 variables desde 1994, con el objetivo de fomentar estudios integradores sobre las relaciones causa-efecto entre la contaminación atmosférica y el estado de los ecosistemas forestales, sin obviar otros factores estresantes antropogénicos y naturales. Los datos recopilados por ICP Forests se almacenan en una base de datos central e ICP Forests invita a científicos de todo el mundo a utilizarlos con fines de investigación. Más información detallada sobre el programa ICP Forests está disponible en línea⁶.

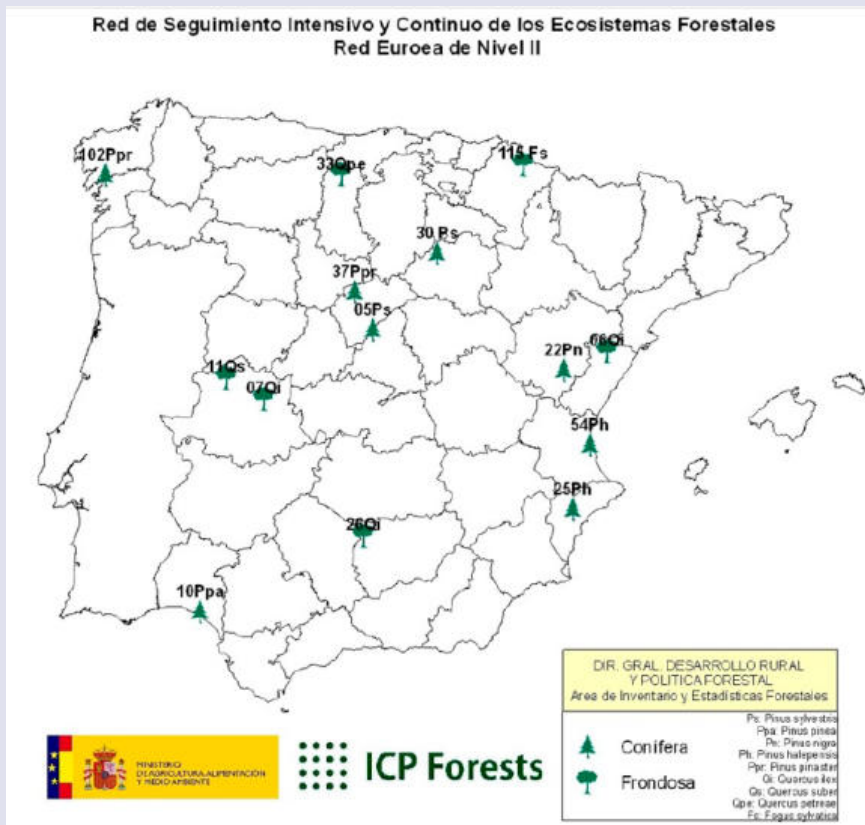
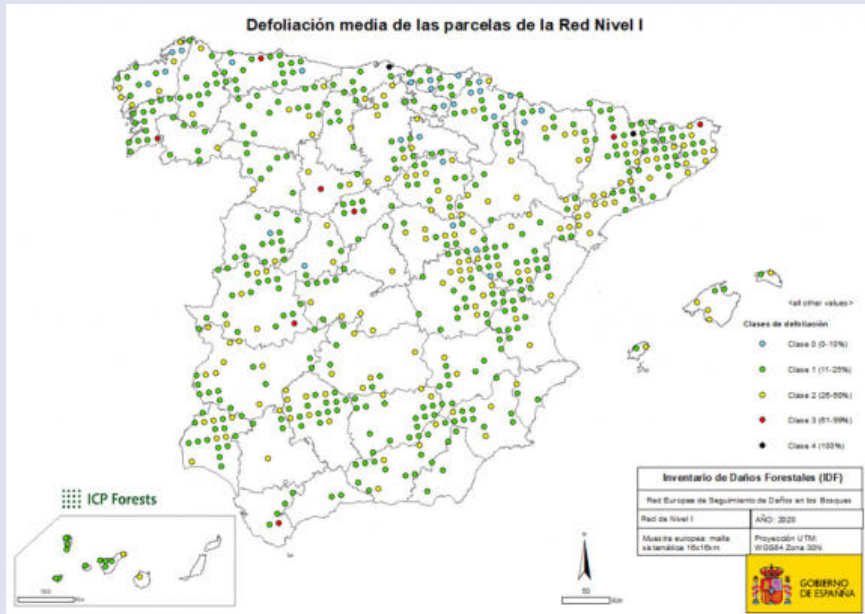
Del alrededor de 600 parcelas de Nivel II en Europa, se realizan mediciones de ozono en 233, principalmente mediante el uso de muestreadores pasivos. También se recopilan datos sobre los síntomas visibles relacionados con el ozono. Estudios realizados en el seno de ICP Forests indicaron que, para el conjunto de Europa, las concentraciones de ozono en los bosques europeos disminuyeron desde principios de siglo, aunque en algunos países se ha mantenido igual o incluso ha aumentado en los últimos años. En cualquier caso, la exposición a este contaminante parece seguir siendo elevada con relación a los umbrales de protección establecidos en la actualidad para especies arbóreas sensibles.



Monitorización de ozono en la red ICP Forests de Nivel II en Europa. Fuente: Schaub et al 2019

6 <http://icp-forests.net>

En España, la red ICP Forests de Nivel I se estableció en 1987 y consta en la actualidad de 620 parcelas (en 2020 se inspeccionaron 14.880 árboles). La red de Nivel II consta en la actualidad de 14 parcelas y forma parte también de la Red Española de Investigación Ecológica a Largo Plazo (LTER-Spain). Ambas redes de seguimiento están dirigidas por el Área de Inventario y Estadísticas Forestales (actual Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico). Los resultados de los muestreos de la Red de Seguimiento de Daños en Bosques (ICP Forests nivel I) y de la Red de Seguimiento Intensivo y Continuo de los Ecosistemas Forestales (ICP Forests de Nivel II) se presentan en informes anuales en la web del Ministerio.



Redes ICP Forests de Nivel I y Nivel II en España. Fuente: MITECO





Efectos del ozono en el funcionamiento de los ecosistemas y la biodiversidad

4.1- Efectos sobre la biodiversidad

La mayor parte de las evidencias de los efectos del ozono en los ecosistemas se refieren a daños en la vegetación, ya sean en forma de síntomas visibles, o de reducciones en el crecimiento y producción de las plantas. Generalmente se trata de estudios centrados en especies individuales y en condiciones experimentales. Discernir la responsabilidad del ozono como la causa directa de daños en plantas creciendo en condiciones naturales resulta, sin embargo, muy complejo debido a que existen múltiples factores que pueden interactuar y/o enmascarar estos efectos. Algunos estudios recientes, aplicando técnicas estadísticas de epidemiología combinadas con modelos ecosistémicos, han comprobado que el ozono afecta al crecimiento y estado de vigor de algunos bosques, pero estas conclusiones se refieren principalmente a la especie arbórea dominante. En los últimos años, hay un interés creciente en conocer cuáles son los efectos del ozono que se producen a nivel del funcionamiento de los ecosistemas en su conjunto, y de los servicios que proveen, incluyendo la biodiversidad.

Las distintas especies que conforman un ecosistema (e incluso los distintos genotipos dentro de una misma especie) presentan diferente sensibilidad al ozono. Especies y/o genotipos sensibles creciendo con niveles elevados de ozono mostrarán menor salud y vigor, menor crecimiento, menor esfuerzo reproductivo y menor capacidad de defensa frente a otros tipos de estrés, como puede ser la sequía, ataques de patógenos, etc. A largo plazo, estos efectos podrían suponer una menor presencia de las especies más sensibles en la comunidad, e incluso su posible desaparición debido a la competencia con otras especies más tolerantes al contaminante, pudiendo finalmente observarse cambios en la composición de las comunidades. Los efectos más observados, con los niveles actuales de concentración de ozono, son cambios en la estructura de las comunidades, más que una reducción en la biodiversidad expresada como número de especies. Este tipo de efectos se ha observado, por ejemplo, en comunidades experimentales de pastizales donde el ozono provoca una reducción de la presencia de leguminosas tipo tréboles, más sensibles al ozono, frente a un mayor crecimiento de gramíneas u otras especies más tolerantes al ozono (véase capítulo 3). También se han observado cambios en las especies arbóreas dominantes en bosques del sur de California, causados por la exposición a altas concentraciones de ozono.



La diferente sensibilidad al ozono de las distintas especies puede llevar a cambios en la biodiversidad con una menor presencia de las especies y/o genotipos más sensibles en las zonas con altas concentraciones del contaminante. Foto: CIEMAT

Rasgos vegetales relacionados con la sensibilidad/tolerancia al ozono

Las diferentes especies de plantas presentes en un ecosistema presentan un amplio rango de sensibilidad al ozono. Los rasgos a nivel de especie que ofrecen una mayor tolerancia al ozono son:

- Menor conductancia estomática
- Mayor capacidad celular antioxidante
- Hojas de mayor grosor y densidad
- Rasgos de esclerofilia (vegetación adaptada a la sequía y al calor)
- Hojas con tricomas (pelos, escamas o vesículas en la superficie)
- Capacidad de compensación de daños mediante producción y cambios en la distribución de biomasa
- Emisiones de isopreno (compuestos orgánicos volátiles que pueden reaccionar con el ozono)
- Especies de crecimiento lento y especies clímax

Es importante considerar que la influencia de las interacciones bióticas (con otras especies de plantas, insectos, etc.) y abióticas (condiciones climáticas, presencia de otros contaminantes, disponibilidad de nutrientes, etc.) pueden resultar más relevantes que las propias características y sensibilidad de la especie para el desarrollo de los daños provocados por el ozono. Así mismo, la respuesta de la comunidad vegetal en su totalidad vendrá determinada por la respuesta de las especies individuales y el conjunto de interacciones bióticas y abióticas.

Es importante tener en cuenta que la respuesta al ozono de especies que han sido analizadas individualmente, o en comunidades experimentales simplificadas, puede diferir de la observada cuando las especies crecen en comunidades maduras, donde otro tipo de relaciones entre especies (facilitación y competencia) e interacciones con otros factores, como plagas u otras enfermedades, pueden resultar más determinantes. Se han descrito comunidades en las que una especie sensible al ozono se ha visto beneficiada por la reducción de la cobertura de la especie dominante que también es sensible. O también se ha observado que una especie sensible puede beneficiarse de un menor flujo de ozono debido a su menor tamaño, cuando crece en comunidad con otras especies de mayor porte. En general, parece que las especies pioneras, que presentan un crecimiento más rápido, suelen ser más sensibles al ozono que especies de comunidades maduras. Estos efectos del ozono pueden reestructurar las relaciones entre las distintas especies en una comunidad, llevando en ocasiones a respuestas inesperadas. Esta complejidad dificulta la previsión de cuál puede ser la respuesta de una comunidad frente al ozono, ya que esta respuesta dependerá de las especies implicadas.

Los efectos del ozono en otros componentes del ecosistema que no sean la vegetación dominante han sido menos estudiados. Se han detectado síntomas visibles de daños directos del ozono en algunas especies de sotobosque. En otras ocasiones, la respuesta en las especies de sotobosque parece estar más determinada por los efectos del ozono en el componente arbóreo. En este sentido, las plantas del sotobosque pueden verse beneficiadas por una mayor disponibilidad de luz, nutrientes y agua debido a una reducción en la densidad del dosel arbóreo causada por el ozono. Mucha menor información hay disponible sobre la respuesta de musgos y helechos al ozono, habiéndose registrado efectos a nivel de crecimiento y fisiología en condiciones experimentales y en general durante estudios de corta duración. Por ello, es difícil predecir cuál sería la respuesta de estos organismos en condiciones naturales. Los musgos carecen de la estructura morfológica de los estomas que tienen las plantas para controlar la absorción del contaminante, pero se considera que la lámina de agua que suele cubrirlos podría actuar como defensa, ya que el ozono reacciona y se descompone rápidamente en medio acuoso. También carecen de estomas los líquenes, organismos formados por la asociación de un hongo y una o varias algas. Los líquenes se han utilizado a menudo como bioindicadores para otros tipos de contaminantes atmosféricos, como son los contaminantes nitrogenados o el SO_2 , para los que han resultado muy adecuados. Sin embargo, en el caso del ozono, los pocos estudios realizados muestran que los líquenes son tolerantes y su distribución no puede asociarse con gradientes de concentración de este contaminante.

Los efectos del ozono en los hongos se han estudiado principalmente en las comunidades edáficas (del suelo), y en particular en las interacciones entre los hongos y las raíces de las plantas a través de las micorrizas. Las micorrizas son comunidades simbióticas mutualistas, en las que los hongos aportan nutrientes a las plantas y a cambio reciben los hidratos de carbono formados en la fotosíntesis. Las comunidades edáficas, además de las micorrizas, están compuestas por multitud de bacterias, otros microorganismos y microfauna. El ozono, al ser un compuesto muy reactivo, no penetra en el suelo, ni afecta directamente a los procesos que allí ocurren, sino que los efectos vienen determinados por los daños provocados en la parte aérea de la vegetación. Las comunidades de microorganismos e invertebrados del suelo dependen de las plantas, que representan su principal fuente de carbono. Los daños que el ozono provoca en las plantas, restringiendo la fotosíntesis, reduciendo la distribución de productos asimilados hacia las raíces y su exudado, limitando el crecimiento y la biomasa, lo que a su vez implica una menor disponibilidad de hojarasca y por tanto un menor aporte de nutrientes al suelo, y los cambios en la composición de las hojas, que ralentizan los procesos de descomposición, pueden provocar importantes cambios en las comunidades edáficas y en los ciclos de nutrientes. En este sentido, se han registrado cambios en la biomasa y estructura de las comunidades microbianas del suelo, mostrando alteraciones en la proporción de

bacterias y hongos, y cambios en las asociaciones micorrízicas en algunas especies. Algunos estudios, todavía escasos, han encontrado que el ozono también puede afectar a la fauna del suelo, incluyendo herbívoros, detritívoros y otros consumidores, habiéndose observado, por ejemplo, alteraciones en las comunidades de nematodos, colémbolos y ácaros. La dirección e intensidad de estas respuestas no es fácil de predecir debido a las complejas interacciones que existen entre las distintas comunidades edáficas, las condiciones ambientales y los efectos en la parte aérea de las diferentes especies de plantas.

Otro compartimento del ecosistema que ha sido poco estudiado hasta el momento, es el caso de la filosfera, entendida como la comunidad simbiótica de microorganismos (hongos, bacterias, virus, algas) que viven en la superficie de las hojas. A pesar de que en los últimos años se están reconociendo las importantes funciones de esta comunidad para la salud y el crecimiento de las plantas, al favorecer la absorción de nutrientes y facilitar la protección frente a patógenos, todavía se sabe muy poco sobre las alteraciones que esta comunidad puede sufrir por la contaminación atmosférica, y en particular debido al ozono. Algunos estudios preliminares han detectado que el ozono puede inducir cambios en la composición de las especies de hongos, pero sus efectos en el funcionamiento de la comunidad son todavía desconocidos.

De forma similar, los posibles efectos directos del ozono en la diversidad de poblaciones de insectos se desconocen por el momento, pero sí se han encontrado evidencias de los efectos indirectos que se producen a través de los cambios que ocurren en la vegetación. El ozono modifica la composición química de los tejidos vegetales, tanto en el contenido en nitrógeno, como en múltiples metabolitos secundarios relacionados con la palatabilidad, o con los sistemas de defensa, lo que altera el valor nutricional y su capacidad de protección. Estos cambios pueden provocar alteraciones en las poblaciones de insectos herbívoros que se alimentan de esas hojas y en los patógenos. Los estudios indican resultados variables en función de las especies, tanto de vegetación, como de insectos, o de posibles interacciones con patógenos de los propios insectos. Por ello, no se ha podido definir un patrón general mediante el cual la exposición al ozono vaya a provocar un aumento en los ataques de insectos patógenos, pero sí es de esperar que las comunidades de insectos asociadas se vean alteradas. Además, se ha observado que las plantas expuestas al ozono tienen una mayor predisposición a sufrir ataques de patógenos y una menor capacidad de defensa, lo que puede empeorar aún más las consecuencias.

Además de a través de la composición química de las hojas, las poblaciones de insectos pueden verse alteradas a través de los cambios en los patrones de emisiones biogénicas por parte de la vegetación. Las plantas emiten compuestos orgánicos volátiles (COVs) que cumplen múltiples funciones, como son la comunicación con plantas e insectos y la defensa frente a patógenos y frente a otros factores de estrés ambientales, como las altas temperaturas o el propio ozono. El ozono puede aumentar, disminuir o no afectar a las emisiones de estos compuestos, dependiendo de las especies o las condiciones ambientales. Pero el ozono también puede degradar los compuestos emitidos. En este sentido, la degradación de las señales olfativas emitidas por las flores para atraer a los insectos con el fin de la polinización, puede provocar la desorientación de los insectos y que necesiten un mayor tiempo de vuelo para detectar las flores de las que se alimentan. Esta alteración en la atracción de los polinizadores también puede producirse por la reducción en el tamaño y cambio de color de los pétalos, cambios en la cantidad y la calidad del néctar, reducción en el número de flores y retraso en el período de floración. Las consecuencias en el funcionamiento y diversidad de los ecosistemas que pueden tener estos efectos del ozono en los procesos de floración y polinización aún se desconocen.



El *Erodium paularense* o geranio de El Paular, es una especie endémica de las zonas bajas de las montañas del centro peninsular, cuyo estado de conservación se encuentra en peligro. En condiciones experimentales, se ha comprobado que el ozono reduce el tamaño de sus pétalos y modifica su color, lo que podría dificultar su detección por parte de los insectos polinizadores. Foto: CIEMAT

Los escasos estudios sobre los efectos del ozono en animales vertebrados se han centrado en estudiar la respuesta médica respiratoria a exposiciones agudas con altas concentraciones de ozono en mamíferos y aves. En condiciones naturales de campo, se ha observado que los picos de concentraciones de ozono se relacionan con la diversidad de pequeños mamíferos, posiblemente debido a los efectos que el ozono provoca en la biomasa y la cobertura vegetal. Recientemente, se ha descrito la influencia negativa del ozono en la reproducción de pájaros de alta montaña. Los pocos estudios realizados con anfibios sugieren que el ozono afecta a la función respiratoria, provoca alteraciones térmicas y en el sistema inmunológico, y favorece la infección de hongos patógenos, por lo que podría estar contribuyendo al declive que se ha observado en las poblaciones de anfibios, en particular en zonas de montaña.

4.2- Efectos en los servicios ecosistémicos

El ozono provoca efectos en los diferentes compartimentos que forman un ecosistema, tanto en la parte aérea, como en la subterránea, pero también altera las relaciones de competencia, depredación y simbiosis entre los distintos organismos. Estos efectos pueden perturbar la estructura y biodiversidad, así como el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos de agua y nutrientes, y la capacidad de defensa/resiliencia frente a perturbaciones externas, ya sean naturales o provocadas por las actividades humanas. La alteración de estos procesos ecológicos se traducirá en cambios en los servicios ecosistémicos, entendidos como los servicios que los ecosistemas aportan a nuestra sociedad humana, teniendo en cuenta aspectos tanto sociales como económicos. Estos servicios se clasifican en cuatro tipos: servicios de aprovisionamiento (alimentos, madera, agua), de regulación (del clima, agua, erosión, etc.), culturales y de soporte de la biodiversidad y del buen funcionamiento de los ecosistemas.

La reducción en el crecimiento y productividad de las plantas es uno de los efectos más conocidos y estudiados del ozono, ya sea en cultivos como en vegetación natural, lo que representa un efecto en los servicios de aprovisionamiento. En las condiciones actuales, se estima que el ozono puede estar suponiendo una disminución global relativa de la producción agrícola de entre 3% y 20% dependiendo del cultivo (incluyendo pastizales) y la zona geográfica.

En el caso de los bosques, aunque los cálculos presentan más incertidumbres, los modelos indican que el ozono podría estar suponiendo hasta un 20% de reducción del crecimiento y acumulación de biomasa en los bosques del hemisferio norte, lo que afectará no sólo a la provisión de madera, sino también a la capacidad de captura y secuestro de CO₂. Hay que tener en cuenta que la respuesta del ciclo del carbono al ozono dependerá, no sólo del efecto en la fotosíntesis y productividad vegetal, sino también en la distribución de biomasa hacia las raíces, la dinámica de formación y descomposición de la hojarasca y raíces, y en los procesos del suelo. La combinación de experimentos y modelos indican que el ozono disminuye la productividad total del ecosistema, lo que disminuirá la capacidad de captura de CO₂. Algunos estudios han encontrado unas pérdidas de hasta un 11% del carbono orgánico del suelo tras 11 años de exposición al ozono.



El ozono troposférico puede alterar la capacidad de la vegetación y los ecosistemas para tolerar los cambios relacionados con el clima. De la misma forma, el ozono puede provocar cambios en la regulación del ciclo del agua a través de los efectos que provoca en la vegetación, modificando la capacidad de evapotranspiración y consumo de agua a nivel de ecosistema. Foto: CIEMAT.

De manera similar a los efectos que se produce en el ciclo del carbono, también se han detectado alteraciones en los ciclos biogeoquímicos de otros nutrientes, como es el caso principalmente del nitrógeno, ya que los principales aportes de nutrientes al suelo provienen de la renovación y descomposición de hojas y raíces. Se ha detectado que el ozono ralentiza los procesos de descomposición, pudiendo disminuir el contenido en nitrógeno del suelo, lo que puede aumentar o disminuir las emisiones de compuestos nitrogenados del suelo en forma de gases. Sin embargo, todavía hay mucho desconocimiento sobre los efectos del ozono en los procesos biológicos del suelo, que además dependerán de las especies y de las condiciones ambientales de disponibilidad de nutrientes y agua.

En un contexto de cambio climático, con una mayor aridez y escasez de agua en muchos ecosistemas (particularmente en los mediterráneos), es importante también considerar los efectos del ozono en el ciclo del agua. Las plantas son responsables de una parte importante del ciclo del agua mediante la absorción del agua del suelo a través de las raíces y la transpiración, que libera parte de esa agua hacia la atmósfera a través de los estomas. Mediante los efectos que el ozono provoca en las plantas, el ciclo del agua puede verse perturbado. Aunque en numerosas especies el ozono disminuye la conductancia estomática a nivel de hoja, se ha observado que también se produce una falta de control del funcionamiento estomático, lo que puede facilitar la pérdida de agua a nivel de la planta entera e incluso a nivel de dosel. Pero además, algunos modelos sugieren que a través de una menor producción y permanencia de las hojas en la planta debido al ozono, se produce una mayor disponibilidad de luz para el crecimiento de las plantas del sotobosque, lo que puede suponer un aumento en el consumo de agua y la evapotranspiración total de la comunidad, registrándose finalmente un menor contenido de agua en el suelo. La combinación de medidas a nivel de cuenca y modelos sugieren que el ozono puede afectar negativamente al caudal de los arroyos al final del verano.

Aunque se está haciendo un importante esfuerzo para caracterizar y cuantificar los efectos que el ozono provoca a nivel de ecosistema y en los servicios que los ecosistemas ofrecen, la información sobre procesos es todavía limitada. Por ello, sigue resultando crucial combinar estudios y monitorización a largo plazo en diferentes tipos de ecosistemas, con las bases de datos existentes y con modelos que describan los procesos, para disponer de herramientas que nos permitan analizar los riesgos y proponer sistemas de manejo que minimicen los efectos del ozono en los ecosistemas en un contexto de cambio continuo.



5

Análisis del riesgo de efectos en la vegetación derivados de la exposición al ozono

El reconocimiento de que el ozono troposférico es un contaminante que provoca efectos negativos en los ecosistemas ha promovido esfuerzos, tanto de ámbito nacional, como internacional, para cuantificar estos daños y establecer unos índices que permitan evaluar el riesgo para la protección de la biodiversidad, la salud forestal y la producción agrícola.

Para establecer los índices de riesgo es preciso: (i) identificar cuáles son las especies o variedades más sensibles, cuya protección debe quedar asegurada; (ii) definir cuál es el parámetro biológico de respuesta, indicativo de la sensibilidad de la especie al contaminante; (iii) identificar la forma de caracterizar la exposición al contaminante y (iv) establecer las relaciones exposición- y dosis-respuesta, apoyándose en una base experimental lo más amplia posible. A partir de estas funciones de exposición- y dosis-respuesta, se puede definir un nivel umbral que no debe sobrepasarse para asegurar que no se producen efectos nocivos para el receptor. Estos niveles umbral se denominan también nivel crítico o valor objetivo, en función del ámbito en el que se enmarcan, y que en este capítulo denominaremos de forma conjunta como índices de riesgo (para una definición de nivel crítico de ozono en el marco de la Convención del Aire de la CEPE-ONU, véase capítulo 6). Para evaluar el riesgo de efectos del ozono, el nivel de exposición o dosis de ozono registrado para un determinado tipo de vegetación se compara con los índices de riesgo, que no deben superarse para asegurar la protección de la vegetación.

Existe una gran variedad de especies vegetales, tanto de cultivos como de especies silvestres, para las que se han estudiado los efectos del ozono. Sin embargo, hay un número aún mayor de especies para las que se desconoce su sensibilidad a este contaminante. A escala europea, se estima que se desconoce la respuesta al ozono de más de un 95% del total de especies silvestres. De igual manera, la mayoría de las variedades de cultivos no han sido evaluadas, aunque los estudios disponibles indican que existen diferencias importantes en la sensibilidad al ozono entre variedades de un mismo cultivo. Por todo ello, para definir índices de riesgo en Europa, se han utilizado especies representativas de los diferentes tipos de vegetación, incluyendo cultivos, bosques y pastos, para los que se dispone de información. Las características para la selección de una especie representativa se basan en: (i) su importancia en términos de producción o área de cobertura; (ii) su sensibilidad al ozono, siguiendo el principio de precaución, de forma que la protección de estas especies asegure la protección del resto; (iii) la disponibilidad de datos empíricos suficientes para establecer funciones de exposición-respuesta.

Las especies representativas empleadas en los análisis de riesgo de efectos del ozono en Europa varían dependiendo de las zonas biogeográficas (Figura 27 y Anexo 1). Es importante considerar que el uso de las especies y variedades más sensibles para definir los índices de riesgo, siguiendo en principio de precaución, resulta adecuado para evaluar la calidad del aire y el riesgo de efectos, pero puede implicar una sobreestimación de los daños si se utilizan para cuantificar o monetizar los impactos, al no tomar en consideración la variabilidad de sensibilidad al ozono entre especies, e incluso entre variedades o poblaciones de una misma especie.

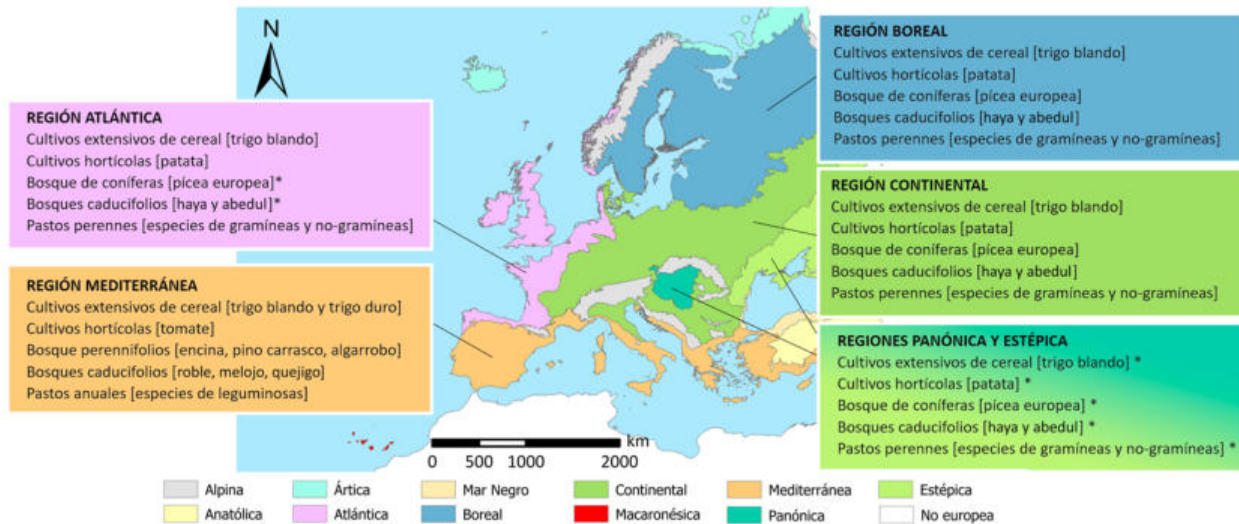


Figura 27. Especies representativas por zona biogeográfica para la realización de análisis de riesgo de efectos del ozono sobre la vegetación en Europa. Fuente: CIEMAT

El parámetro biológico de respuesta, indicativo de la sensibilidad de la especie, que se utiliza fundamentalmente para establecer los límites europeos de protección para la vegetación es la producción en el caso de los cultivos, y la biomasa aérea y/o subterránea en el caso de la vegetación natural, tanto herbácea como forestal. Sin embargo, se dispone también de funciones de respuesta para algunas especies representativas basadas en otras variables, como parámetros de calidad de la cosecha para cultivos, calidad nutritiva para especies de interés pascícola y producción de flores y semillas de especies herbáceas silvestres. Los parámetros de respuesta seleccionados pueden además dar una indicación, aunque no cuantificar, de los potenciales efectos del ozono sobre la seguridad alimentaria (producción y calidad de cosechas), secuestro de carbono en los bosques, o sobre la conservación de la biodiversidad y el estado de salud de los ecosistemas. Otros parámetros podrían emplearse para definir valores de referencia en un futuro, o bien ampliar el número de especies representativas, conforme se incremente la base de información experimental que los apoye, puesto que los índices de riesgo se encuentran en un proceso de constante revisión para incorporar los últimos resultados científicos.

Los efectos identificados en el parámetro biológico de respuesta deben relacionarse con un determinado nivel de exposición o dosis del contaminante para el establecimiento de las relaciones de exposición y dosis-respuesta, como paso previo al establecimiento de los índices de riesgo. Existen dos familias de índices de riesgo en función de cómo se caracterice la exposición al ozono: los análisis de riesgo basados en la concentración en el aire (establecidos mediante relaciones exposición-respuesta) y los basados en la dosis absorbida por la planta (establecidos mediante relaciones dosis-respuesta).

5.1- Análisis de riesgo basado en la concentración de ozono en el aire (relaciones exposición-respuesta)

Los índices de exposición más comúnmente utilizados en los estudios sobre los efectos del ozono en la vegetación son los promedios y la exposición acumulada. Los índices promedio se calculan como la media aritmética, durante el periodo de crecimiento, de las concentraciones horarias de ozono en las horas centrales del día. En la actualidad, se utilizan más

los índices de exposición acumulada por encima de un valor umbral, que otorgan mayor relevancia a las concentraciones más elevadas en el desarrollo de los daños y toman en consideración el carácter acumulativo de esos daños. Estos índices acumulados consideran que las concentraciones por debajo de un cierto umbral tienen menor importancia en el desarrollo de la respuesta biológica. Uno de los índices de exposición al ozono que mejor se relaciona con los daños observados en la vegetación es el índice de exposición acumulada llamado AOT40 (*Accumulated exposure Over the Threshold of 40 ppb*; exposición acumulada por encima de 40 ppb) que se expresa en ppb.h ($\text{nl l}^{-1}\cdot\text{h}$) o $\mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$. Se calcula como la suma, durante las horas diurnas, de las diferencias entre el promedio horario de concentración de O_3 y 40 ppb, cuando la concentración excede 40 ppb. Este valor se acumula durante periodos de tiempo definidos en función de los tipos de vegetación: generalmente 3 meses para cultivos y especies anuales, y 6 meses para especies forestales.

El índice de exposición AOT40 es el empleado en la definición de los niveles críticos de ozono para la protección de la vegetación en el marco de la Convención del Aire y para marcar los valores objetivo a cumplir en la legislación española y europea (Figura 28). Aunque se denomina de la misma forma, el índice AOT40 no se calcula exactamente de la misma manera en la Directiva Europea de calidad del aire o en el marco de la Convención del Aire. En el contexto de la Directiva, el AOT40 se calcula para periodos fijos de tiempo, de 8 a 20 horas durante los meses de mayo-julio. En cambio, el AOT40 según la metodología de la Convención del Aire se calcula para horas diurnas (definidas por una intensidad de la radiación solar mayor de 50 W m^{-2}), durante un periodo del año que varía en función de la especie vegetal y la zona geográfica, para adaptarlo al periodo de crecimiento más representativo para cada tipo de vegetación. Por todo ello, los análisis de riesgo basados en el AOT40 pueden variar ligeramente según se utilice la metodología de la Convención del Aire o de la Directiva Europea de Calidad del Aire.

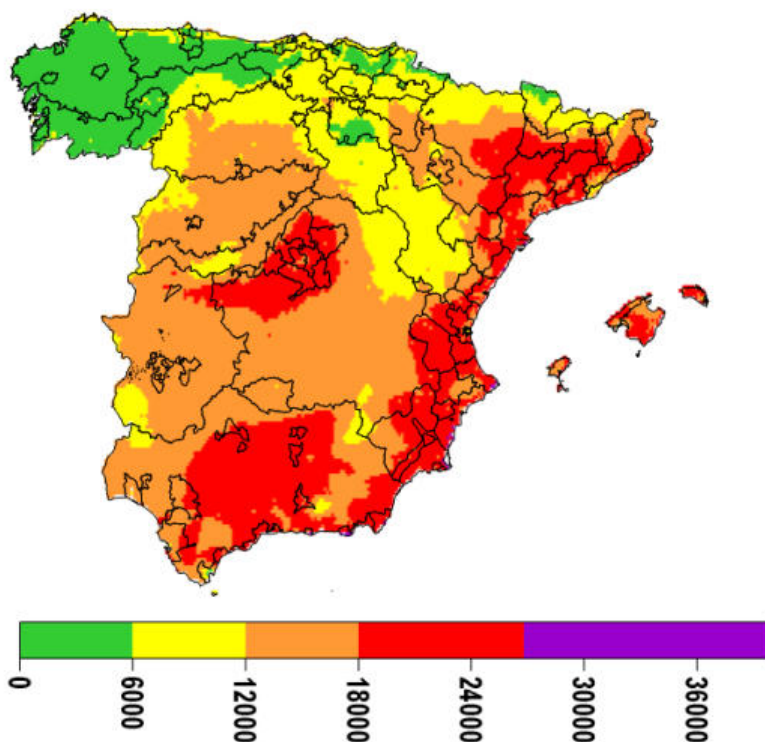


Figura 28. Mapa de AOT40 calculado según la Directiva Europea 2008/50 de Calidad del Aire promediado para el periodo 2016-2020. Las celdas por encima del nivel crítico de ozono para cultivos (3.000 ppb.h, aprox. $6.000 \mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$) indican las zonas en riesgo de efectos del ozono. El mapa también muestra la superación en amplias zonas de los valores objetivo (18.000 $\mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$), en naranja, y objetivo a largo plazo ($6.000 \mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$), en rojo, establecidos en la Directiva para evaluar la calidad del aire para la protección de la vegetación. Modelización realizada con el modelo CHIMERE. Fuente: CIEMAT.

Las funciones que relacionan la exposición al contaminante y la respuesta observada en la vegetación, integran y analizan de forma conjunta bases de datos obtenidas en experimentos realizados de forma estandarizada, representativos de diferentes áreas geográficas y condiciones ambientales. La función exposición-respuesta para ozono más completa disponible en la actualidad es la del trigo, basada en experimentos realizados en instalaciones de cámaras descubiertas en diversos países europeos considerando 9 variedades. Ésta es la función que se ha utilizado para establecer el nivel crítico para la protección de los cultivos en el marco de la Convención del Aire.

Además del trigo, se han desarrollado funciones exposición-respuesta para otros cultivos europeos importantes y sensibles al ozono, como la patata y el tomate. El tomate es el cultivo elegido como representativo de las especies hortícolas para definir el nivel crítico de ozono basado en índices de exposición para este tipo de vegetación en la zona mediterránea de Europa. Su función de exposición-respuesta se ha realizado a partir de experimentos realizados en Italia y España (Figura 29). Existen más funciones exposición-respuesta disponibles utilizando el índice AOT40 para otras especies de cultivos, aunque debido a la menor base experimental disponible no se han utilizado para establecer niveles críticos para análisis de riesgo a escala europea.

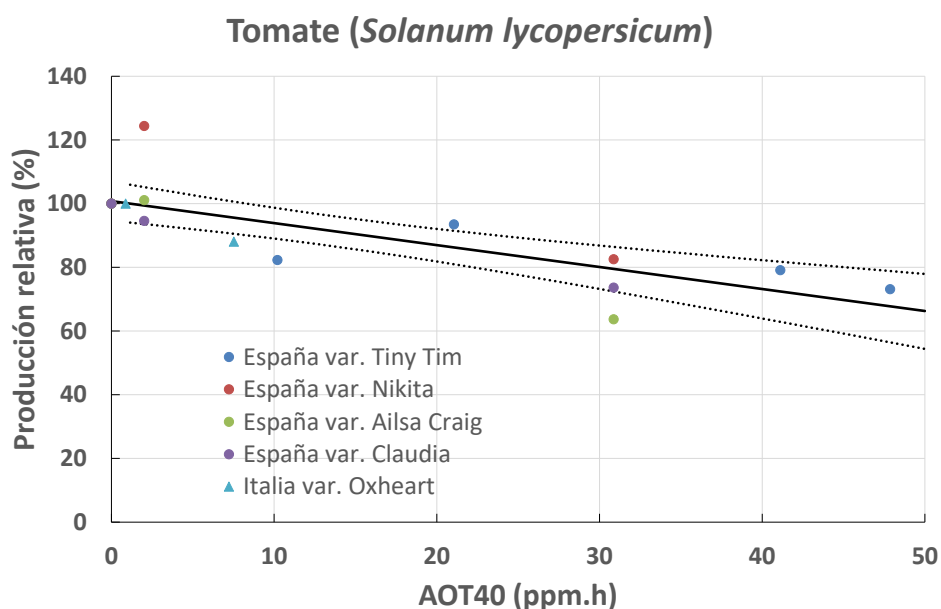


Figura 29. Función exposición-respuesta para cultivos hortícolas mediterráneos mediante el índice AOT40. Función desarrollada por el CIEMAT basada en experimentos de fumigación con tomate (*Solanum lycopersicum*) realizados en España e Italia. El tomate se considera especie representativa de los cultivos hortícolas para realizar análisis de riesgo de efectos del ozono. La función de exposición-respuesta se establece para el parámetro de producción de frutos en cosechas tempranas. Las líneas de puntos indican el intervalo de confianza del 95% para la regresión. Fuente: Scientific Background Document A, Chapter 3 Critical Levels for Vegetation, Modelling and Mapping, Mapping Manual, 2018; González-Fernández et al., 2014.

En el caso de las especies forestales, se dispone de funciones exposición-respuesta para haya (*Fagus sylvatica*), abedul (*Betula pendula*), pino silvestre (*Pinus sylvestris*), picea (*Picea abies*) y roble (*Quercus petraea*, *Q. robur*), siendo las especies más sensibles (haya y abedul) las utilizadas para definir los niveles críticos basados en la exposición para bosques. El tiempo de acumulación de la exposición en estos casos es de 6 meses, generalmente abril-septiembre. Se han desarrollado también funciones exposición-respuesta para especies forestales mediterráneas como la encina (*Quercus ilex*).

Finalmente, para especies herbáceas silvestres no se han definido funciones de exposición-respuesta para especies individuales, sino que se ha considerado una revisión de resultados experimentales con especies pertenecientes a diferentes tipos de comunidades, que se distinguen en pastos dominados por especies anuales y pastos dominados por especies perennes. En el caso particular de los pastos anuales de dehesa, se dispone de una función exposición-respuesta y sus niveles críticos asociados para efectos en la tasa de crecimiento, la calidad nutritiva para herbívoros y la producción de flores y semillas, basados en la respuesta a la exposición al ozono (expresado con el índice AOT40) de las especies *Trifolium striatum*, *T.cherleri*, *T.subterraneum*, *T.glomeratum*, *T.angustifolium*, *Biserrula pelecinus*, *Medicago minima* y *Cynosurus echinatus*.

En el Anexo 2 puede encontrarse un resumen de los niveles críticos de ozono basados en el índice de exposición AOT40 que pueden utilizarse para el análisis de riesgo de efectos para tipos de vegetación presentes en España, siguiendo la metodología de la Convención del Aire.

Los índices de riesgo basados en el AOT40 tienen la ventaja de resultar sencillos en su aplicación, ya que se calculan sólo a partir de las concentraciones de ozono en el aire. Sin embargo, la respuesta de las plantas al ozono se modula dependiendo de las condiciones de crecimiento y de las variables meteorológicas durante su desarrollo, que pueden limitar la absorción del contaminante, por lo que las funciones exposición-respuesta generalmente tienden a sobreestimar el riesgo de efectos del ozono. Esta situación se da particularmente en la zona mediterránea, por lo que en estos casos se recomienda utilizar índices de exposición basados en la dosis absorbida. Estos índices son más apropiados en esta zona debido a que las condiciones climáticas típicas del verano, cuando coinciden altas temperaturas y sequía con concentraciones elevadas de ozono, reducen la absorción estomática del contaminante, disminuyendo los efectos esperados cuando se comparan con las estimaciones basadas exclusivamente en las concentraciones en aire.

5.2.- Análisis de riesgo basado en la dosis de ozono absorbida por la planta (relaciones dosis-respuesta)

La acumulación de evidencias científicas que indican que la respuesta de las plantas al ozono está más relacionada con la dosis de contaminante absorbido que con las concentraciones presentes en la atmósfera, llevó al desarrollo de una metodología de análisis de riesgo de efectos del ozono basado en la dosis absorbida por la planta. Además de representar una mejora en el análisis de riesgo de efectos en las condiciones actuales, la utilización de relaciones dosis-respuesta permite también analizar el riesgo de efectos del ozono en condiciones climáticas futuras.

La diferencia entre la dosis de ozono absorbida, o dosis estomática, y la concentración de ozono en aire puede ser importante en situaciones, por ejemplo, de estrés hídrico. En esta situación, la planta tiende a cerrar estomas para evitar la pérdida de agua por transpiración y, al mismo tiempo, reduce la absorción de gases, entre ellos el ozono. Muchas plantas adaptadas a la escasez de agua, realizan este cierre de estomas a mediodía para evitar las horas de máxima insolación, o mantienen una apertura restringida durante el periodo de estrés hídrico. En ambos casos, se reduce la cantidad de ozono absorbida en un momento en el que las concentraciones suelen ser más elevadas. Bajo condiciones limitantes para la apertura estomática, el análisis de riesgo basado en la exposición (concentración en atmósfera) llevará a una clara sobreestimación de los daños inducidos por el ozono, ya que se estimarían en base a unas concentraciones en aire que en realidad no son absorbidas por la planta. Este es el motivo de que en el área mediterránea, donde la sequía es un factor característico durante la época estival, los daños por ozono en la vegetación suelen ser menores de lo esperado teniendo en cuenta las concentraciones de ozono tan elevadas que se registran en la zona, comparadas con otras zonas del centro y norte de Europa.

La construcción de las funciones dosis-respuesta es compleja y requiere una gran cantidad de trabajo experimental y de campo para caracterizar el flujo de ozono que llega al interior vegetal y relacionarlo con los efectos observados. En particular, es necesario conocer cómo varía la conductancia estomática en función del estado fenológico de la planta y en respuesta a variables ambientales como la temperatura, la luz, la humedad relativa del aire o la disponibilidad hídrica en el suelo.

En el marco de la Convención del Aire, se ha adoptado una metodología estandarizada para la determinación de la dosis estomática de ozono (POD_y , *phytotoxic ozone dose*, expresada en $mmol\ m^{-2}$ de hoja) absorbida por las plantas, basado en el modelo análogo de resistencias que describe el flujo del contaminante desde la atmósfera hacia la planta (véase capítulo 3). De la misma forma que en las funciones exposición-respuesta, se emplea un índice de dosis estomática de ozono, POD_y , acumulado a escala horaria, por encima de un umbral (“y”) específico para cada tipo de vegetación, durante el periodo de crecimiento de la planta o durante el periodo de máxima sensibilidad al contaminante.

Los índices de riesgo basados en la dosis estomática (POD_y), asumen que las dosis más bajas no suponen un riesgo para la vegetación, debido a la acción de mecanismos de detoxificación y reparación celulares que pueden contrarrestar los efectos negativos del ozono. Por ese motivo, de forma simplificada, se establece un umbral “y” fijo por debajo del cual la dosis no se acumula. Este umbral puede variar para cada especie, pero por sencillez se ha considerado un umbral de $1\ nmol\ O_3\ m^{-2}\ s^{-1}$ para especies forestales y herbáceas silvestres, y de $6\ nmol\ O_3\ m^{-2}\ s^{-1}$ para cultivos.

El cálculo de la dosis estomática de ozono por hora, siguiendo la metodología adoptada dentro de la Convención del Aire, resulta de multiplicar la concentración atmosférica de ozono, corregida a la altura del dosel y tomando en cuenta la fracción que reacciona con el resto de superficies (denominado depósito no estomático), y la conductancia estomática. De esta forma, cuanto mayor sea la conductancia estomática (menor la resistencia estomática), mayor será la dosis absorbida.

La conductancia estomática se estima con un modelo sencillo a partir de parámetros ambientales (radiación solar, temperatura, humedad del aire, disponibilidad de agua en el suelo) y del estado fenológico o de desarrollo de la planta. El periodo de acumulación considerado debe ajustarse a la especie y a las condiciones ambientales que determinan el ciclo de crecimiento. Estos periodos de acumulación varían desde aproximadamente tres meses para cultivos agrícolas, hasta entre seis meses y un año para especies forestales, y de 1.5 a 6 meses para especies herbáceas silvestres anuales y perennes, respectivamente.

El desarrollo de las relaciones dosis-respuesta requiere disponer de parametrizaciones para el cálculo de la dosis estomática que describan los cambios de la conductancia estomática en función de los parámetros ambientales y de desarrollo de la planta, por especie y zona biogeográfica. Las parametrizaciones para el cálculo de la dosis estomática de ozono se han desarrollado con éxito para su utilización en análisis de riesgo a escala europea para todas las especies representativas (Anexo 1). También existen relaciones dosis-respuesta o parametrizaciones para otras especies, válidas para realizar análisis de riesgo a escala local o regional, o para especies con un rango de distribución restringido.

Los estudios sobre los efectos del ozono en la vegetación desarrollados en España e Italia, han permitido parametrizar el modelo para el cálculo de la dosis estomática de ozono, así como establecer relaciones dosis-respuesta, para especies de vegetación presentes en la zona mediterránea como trigo, tomate, especies arbóreas perennifolias (encina, pino carrasco, y algarrobo), especies arbóreas caducifolias (roble) y para algunas especies representativas de los pastizales anuales presentes en las dehesas (Figura 30). Además, se dispone de relaciones dosis-respuesta para especies propias de la zona biogeográfica atlántica y continental como trigo y patata, especies forestales caducifolias (haya y abedul), coníferas (píceas) y pastos perennes. Otras especies para las que estas relaciones están en desarrollo incluyen cultivos de hoja (lechuga, espinaca, acelga, etc.), otras especies hortícolas como

la judía y algunas especies herbáceas silvestres de zonas de montaña mediterránea. En la Figura 31 se muestran ejemplos de aplicación del análisis de riesgo de efectos del ozono basados en la dosis estomálica para especies representativas en España, utilizando los niveles críticos establecidos para estas especies (Anexo 3).

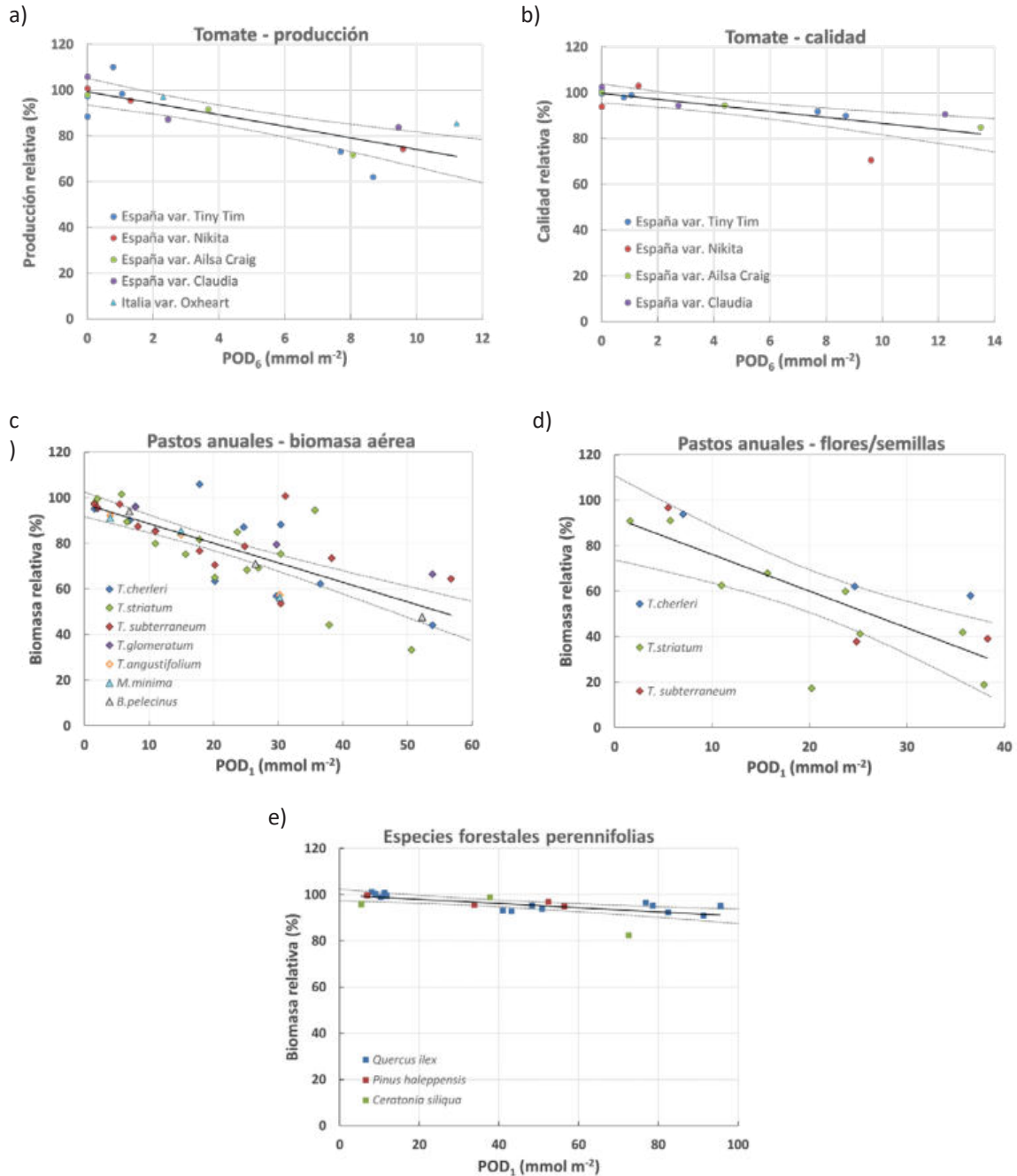


Figura 30. Funciones dosis-respuesta para algunas especies representativas de la vegetación mediterránea utilizadas para establecer niveles críticos para el análisis de riesgo de efectos de ozono: (a) tomate - producción, (b) tomate - calidad, (c) pastos anuales mediterráneos - biomasa aérea, (d) pastos anuales mediterráneos - biomasa de flores y semillas, (e) especies forestales perennifolias. Funciones desarrolladas por el CIEMAT basadas en experimentos de fumigación. Las líneas de puntos indican el intervalo de confianza del 95% para la regresión. Las funciones dosis respuesta se establecen para los parámetros (a) producción de frutos de tomate en cosechas tempranas, (b) °brix de frutos de tomate en cosecha tardía, (c) biomasa aérea de pastos anuales, (d) biomasa de flores y frutos de pastos anuales, (e) biomasa aérea de especies forestales perennifolias frente a índices basados en POD , dosis fitotóxica de ozono - phytotoxic ozone dose, POD_6 para tomate y POD_1 para pastos anuales y especies forestales perennifolias. Fuente: Scientific Background Document A, Chapter 3 Critical Levels for Vegetation, Modelling and Mapping, Mapping Manual, 2018; González-Fernández et al., 2014; Sanz et al., 2016.

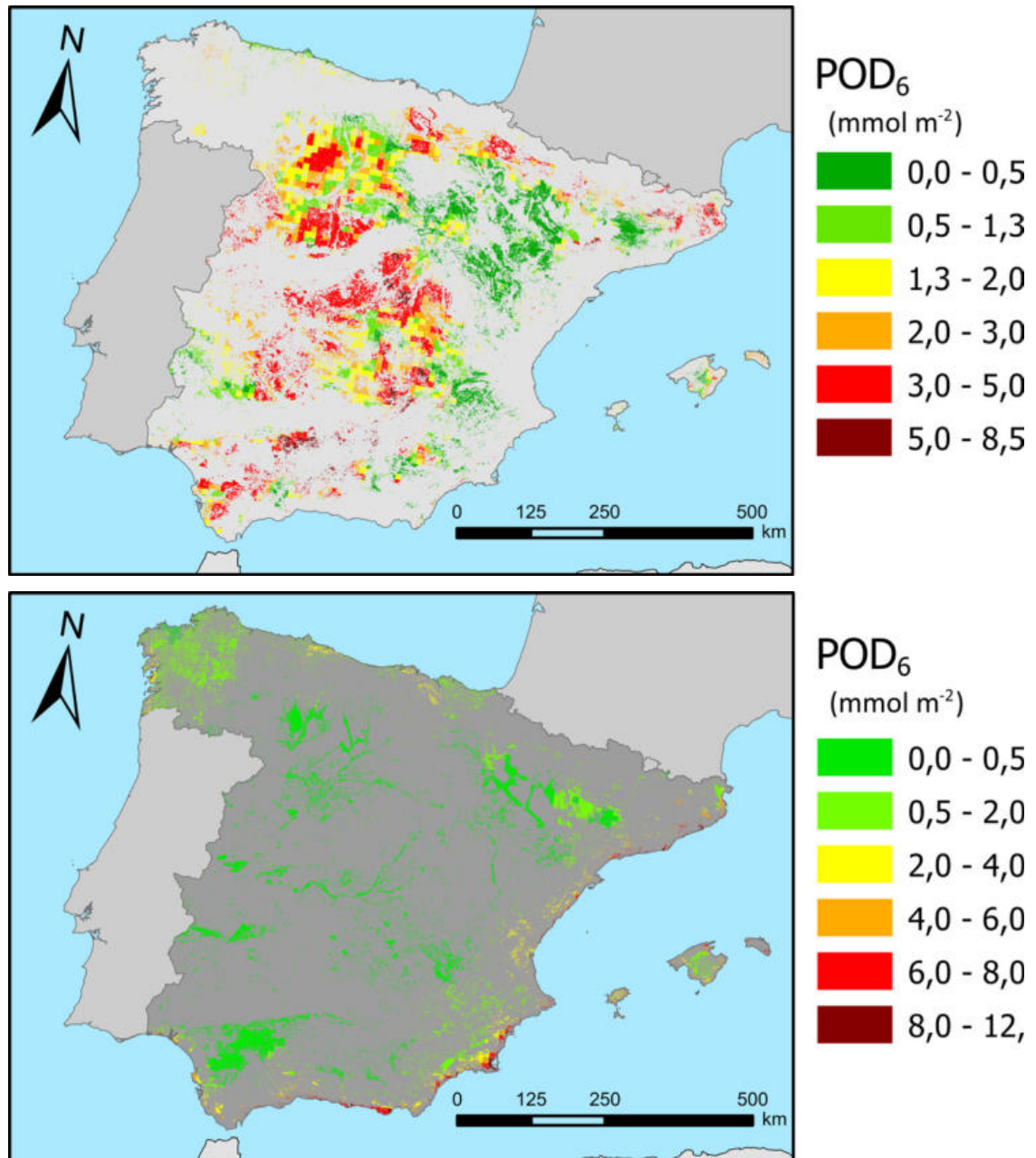


Figura 31. Mapas de análisis de riesgo de efectos de ozono en cultivos agrícolas y hortícolas en España basado en la dosis absorbida (POD₆) para el año 2016. En verde se representan aquellas zonas que, por encontrarse por debajo de los niveles críticos establecidos para cada una de las especies (1.3 mmol m⁻² para trigo y 2.0 mmol m⁻² para tomate), presentan un riesgo bajo de sufrir daños por ozono. Las zonas en gris representan zonas en las que estos cultivos no están presentes de forma mayoritaria. Modelización realizada con el modelo CHIMERE. Fuente: CIEMAT, en colaboración con INERIS.

5.3.- Comparativa entre análisis de riesgo de efectos basados en índices de exposición y dosis

Los índices de riesgo basados en la dosis estomática resuelven algunos de los problemas asociados a los índices basados en la exposición, a pesar de la complejidad que entraña su aplicación. Los índices basados en la dosis absorbida resultan más adecuados para las condiciones mediterráneas que los basados en exposición. Además, la inclusión de parámetros meteorológicos en el cálculo de estos índices permite evaluar los riesgos de daños en un contexto de cambio climático.

Como resultado de las diferencias existentes entre los índices basados en la exposición acumulada, AOT40, y la dosis absorbida, POD_y, los análisis de riesgo de efectos del ozono efectuados mediante un tipo de índices u otros varía de forma sustancial tanto en su distribución geográfica (véase Figuras 28 y 31) como en su evolución temporal. Las tendencias temporales observadas en los últimos años, o estimadas para el futuro, en el riesgo de efectos del ozono pueden ser diferentes dependiendo de si el análisis de riesgo se realiza en base a la exposición (considerando solo las concentraciones de ozono en el aire) o a la dosis absorbida (considerando las concentraciones de ozono en el aire y la meteorología). Las tendencias descendentes de AOT40 detectadas en zonas rurales en España desde los años 90, que indicarían una disminución del riesgo de efectos sobre los cultivos agrícolas, se contraponen a una ausencia de tendencia en los valores de POD₆. Estas diferencias se explican por cambios en el patrón estacional de concentraciones de ozono, la disminución generalizada de las concentraciones pico, así como por factores meteorológicos.

La metodología basada en la dosis absorbida de ozono ha sido recientemente incorporada como indicador en la Red de Seguimiento de Efectos de la Contaminación Atmosférica constituida en España con arreglo a la Directiva de Techos Nacionales de Emisión (Directiva 2016/2284) (véase capítulo 6). Los datos de esta red proporcionarán en el futuro nueva y valiosa información para el estudio de las tendencias en los índices de riesgo y la efectividad de las políticas de reducción de la contaminación atmosférica, integrando a un tiempo los efectos del cambio climático.

A pesar de que el desarrollo de los índices de riesgo basados en la dosis ha supuesto un avance relevante en los análisis de riesgo de efectos del ozono, todavía persisten algunas limitaciones para el análisis del riesgo de efectos del ozono en la vegetación. La principal limitación radica en la disponibilidad de información. No se dispone de datos suficientes para la mayoría de las especies, por lo que se continúa recurriendo a la utilización de especies representativas. Estas especies representativas no siempre resultan ser las más sensibles (el caso del tomate entre las especies hortícolas mediterráneas), o bien el parámetro de respuesta utilizado no es el más relevante de acuerdo al uso o función ecológica de la especie (por ejemplo, el caso de niveles críticos para pastos anuales basados en el crecimiento de biomasa aérea). Además, hay que tener en cuenta que los análisis de riesgo de efectos basados en la dosis estomática realizados en el marco de la Convención del Aire, se modelizan y calculan sobre toda la superficie de Europa y todas las zonas biogeográficas para cada especie representativa, incluyendo incluso áreas donde la especie no está presente. Por todas estas razones, la interpretación de los mapas de análisis de riesgo debe hacerse con cautela, especialmente cuando se pretende realizar una cuantificación de los daños. Otra de las limitaciones inherentes a los análisis de riesgo de efectos que se efectúan en la actualidad es que no se incluyen las posibles interacciones entre los efectos del ozono y otros factores ambientales, como la disponibilidad de nutrientes, la presencia de otros contaminantes, la incidencia de enfermedades o ataques de herbívoros, o el incremento previsto en las concentraciones de dióxido de carbono en la atmósfera.



Marcos normativos para el control del ozono troposférico

En los capítulos anteriores se describe cómo la contaminación por ozono troposférico representa un problema ambiental de carácter transfronterizo que supone un riesgo para la conservación de la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas. El interés y la necesidad de minimizar los riesgos de la contaminación atmosférica sobre el medio ambiente motivó que, ya a finales de los 60, comenzaran las negociaciones para el desarrollo de un acuerdo internacional para el control de las emisiones de contaminantes a la atmósfera. Aunque en un principio el control de los contaminantes atmosféricos se pensó establecerlo con el fin de proteger la salud humana, los impactos que se observaban en aquel entonces sobre la vegetación y los ecosistemas hizo que se incorporara la protección del medio ambiente a los objetivos y criterios para acordar el control y reducción de las emisiones.

El desarrollo normativo y su ámbito de aplicación se ha realizado tanto a nivel nacional como internacional en el marco de la Unión Europea, así como de la ONU, con sus acuerdos multilaterales regionales para el medio ambiente⁷. Los acuerdos internacionales, como la Convención del Aire, son los que suelen tomar la iniciativa para la revisión de objetivos y planes, a fin de plantear y negociar nuevos compromisos de control y mejora del medio ambiente. A continuación, se describen los principales marcos normativos para el control del ozono troposférico que resultan de aplicación en España.

6.1- Convención del Aire (CEPE-ONU)⁸

En la década de los 60, con motivo de los efectos nocivos de la lluvia ácida, se constató que la contaminación atmosférica era un problema ambiental que trascendía las fronteras de los países y que, para una eficaz reducción y prevención de la contaminación atmosférica, las políticas y estrategias de control debían de adoptarse de manera conjunta e integrada, contando con la participación del mayor número posible de países.

La necesidad de establecer políticas comunes de control de emisiones, para reducir los daños sobre la salud humana y el medioambiente, dio origen en 1979 al Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia, también conocido como Convención del Aire o Convenio de Ginebra (*Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution*, *CLR-TAP UN/ECE*, Ginebra, 1979) en el marco de la Comisión Económica para Europa de Naciones Unidas (CEPE/ONU). La Convención del Aire se concibió desde su inicio como un marco de cooperación entre los países integrantes, en donde se pudieran identificar prioridades de acción y negociar compromisos para la reducción de la contaminación atmosférica.

Los objetivos adquiridos por los países integrantes de esta Convención se centraron en establecer compromisos para limitar las emisiones y reducir la contaminación atmosférica transfronteriza (la contaminación que cruza las fronteras dificultando la detección de las fuentes emisoras) con el objetivo principal de minimizar sus efectos adversos sobre la salud y el medio ambiente.

7 Multilateral Environmental Agreements

8 Comisión Económica para Europa de la ONU (UNECE, por sus siglas en inglés)

9 <https://unece.org/environment-policy/air>

La Convención del Aire, o Convenio de Ginebra, cuenta con 56 miembros, entre los que se incluyen los 27 países de la Unión Europea y la propia Unión Europea, y de la que España forma parte desde 1984. La Convención del Aire constituye, desde su creación, el marco bajo el que se han desarrollado ocho Protocolos internacionales para el control de las emisiones de diferentes contaminantes atmosféricos: óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno, ozono, amoníaco, partículas, metales pesados, compuestos orgánicos volátiles y contaminantes orgánicos persistentes (Tabla 1). La adhesión de la Unión Europea a la Convención del Aire, desde 1979, ha contribuido a que parte de la legislación comunitaria se haya establecido con el objeto de lograr un mejor cumplimiento de los compromisos de la Convención en lo referente a las estrategias generales sobre calidad del aire y el control de las emisiones de contaminantes a la atmósfera.

Protocolos del Convenio de Ginebra	
Protocolo de Gotemburgo relativo a la acidificación, eutrofización y ozono troposférico (Enmendado en 2012). En 2020 entró en vigor y comenzó una nueva fase de evaluación	1999
Protocolo de Aarhus relativo a compuestos orgánicos persistentes (Enmendado en 2009)	1998
Protocolo de Aarhus relativo a metales pesados (Enmendado en 2012)	1998
Protocolo de Oslo relativo a reducciones adicionales de las emisiones de dióxido de azufre	1994
Protocolo de Génova referente al control de las emisiones de compuestos orgánicos volátiles o de sus flujos transfronterizos (Enmendado en 1995)	1991
Protocolo de Sofía referente al control de los óxidos de nitrógeno o de sus flujos transfronterizos	1988
Protocolo de Helsinki relativo a la reducción de emisiones de azufre o de sus flujos transfronterizos	1985
Protocolo de Ginebra, relativo a la financiación a largo plazo del programa de cooperación para la vigilancia y la evaluación del transporte a larga distancia de los agentes contaminantes atmosféricos en Europa (EMEP).	1984

Tabla 1. Protocolos establecidos en el marco de la Convención del Aire, o Convenio de Ginebra sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia para la reducción de los contaminantes atmosféricos.

En los inicios de la Convención del Aire, los primeros protocolos firmados se redactaron por tipo de contaminante y para el control de las emisiones de azufre, de óxidos de nitrógeno y de compuestos orgánicos volátiles. Estos tres protocolos incluían el compromiso de una reducción porcentual y uniforme para todos los países. Sin embargo, partir de 1994, con el Protocolo de Oslo relativo a “reducciones adicionales de las emisiones de óxidos de azufre”, los protocolos pasaron a negociarse con el objetivo prioritario de prevenir los efectos adversos de los contaminantes, de tal forma que las tasas de reducción de emisiones variaran entre países y contaminantes en función de lo que se estimara necesario para reducir los impactos en la salud humana y en el medio ambiente. Las zonas con riesgo de sufrir estos impactos se declaraban allá donde se superasen los niveles ambientales óptimos de cada contaminante. Estas superaciones se estimaban comparando el depósito o concentración de los contaminantes con ciertos umbrales ambientales de referencia: los índices de calidad ambiental que establece la Organización Mundial de la Salud, en el caso de la salud humana, y los indicadores desarrollados por los grupos científicos del Grupo de Trabajo sobre Efectos (*Working Group on Effects*) (denominados niveles y cargas críticas), en el caso de los ecosistemas.

En 1999, con el Protocolo de Gotemburgo relativo a la reducción de la acidificación, de la eutrofización y del ozono en la troposfera, por primera vez se incluye en un mismo protocolo el control de las emisiones de diferentes contaminantes, comprometiendo los niveles máximos de emisiones para cada país y para los cuatro contaminantes causantes de la acidificación, la eutrofización o los elevados niveles de ozono troposférico: óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno, compuestos orgánicos volátiles (COV) y amoníaco. En este mismo Protocolo también se establecen valores límites de emisión para determinadas fuentes contaminantes como las centrales de combustión, las centrales eléctricas o los vehículos, y solicita la aplicación de las mejores tecnologías disponibles (*Best Available Technology, BAT*) para conseguir la reducción de emisiones, así como la reducción de COV procedentes de pinturas y aerosoles. En el año 2003, la Unión Europea firmó el Protocolo de Gotemburgo, adquiriendo el compromiso de cumplimiento y, por tanto, forzando en cierta medida a su cumplimiento a los Estados miembros, con independencia de que hubieran, o no, firmado dicho Protocolo.

El Protocolo de Gotemburgo fue revisado y enmendado en 2012, estableciendo nuevos límites de emisión, e incorporando las partículas de tamaño inferior a $2,5 \mu\text{m}$ (PM_{2.5}) como un nuevo contaminante para el control de emisiones. Tras entrar en vigor en 2019, en 2020 se inició la fase de evaluación de los compromisos alcanzados en el protocolo y así poder valorar si entrar en una nueva revisión, para establecer compromisos de emisiones más estrictos o incluir nuevos contaminantes para su control.

El Convenio de Ginebra tiene una estructura organizativa formada por un grupo ejecutivo (*Executive Body, EB*) y tres órganos subsidiarios: el Grupo de Trabajo sobre Efectos (*Working Group on Effects, WGE*), el Programa de Seguimiento y de Evaluación del Transporte a Gran Distancia de los Contaminantes Atmosféricos en Europa (*European Monitoring and Evaluation Programme, EMEP Steering Body* o EMEP-SB) y el Grupo de Trabajo en Estrategias y Revisión (*WGSR, Working Group on Strategies and Review*) (Figura 32). EMEP-SB y WGE son los grupos científicos de la Convención, y ambos coordinan grupos multidisciplinares de expertos internacionales, así como centros de investigación, que dan apoyo al desarrollo de actividades de monitorización, modelización y evaluación de impactos de los contaminantes atmosféricos. Concretamente, EMEP-SB coordina los grupos del programa EMEP, que trabajan en la cuantificación de emisiones, química y transporte atmosféricos, y depósito de contaminantes. Los grupos bajo el WGE se ocupan de los efectos en los ecosistemas, materiales y salud humana, así como de establecer umbrales ambientales de riesgos (niveles y cargas críticas) y modelizar la dinámica de los contaminantes, o sus efectos, en los ecosistemas. El WGSR es un grupo de trabajo más técnico y político, responsable de negociar y preparar los informes que requiera el EB para el seguimiento de los compromisos acordados y la revisión y negociación de los protocolos de control. El EB es el órgano ejecutivo que negocia los detalles de los protocolos y decide el alcance de los mismos.

En España, el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Punto Focal Nacional para la Convención del Aire, es el responsable del seguimiento de las actividades del Convenio, coordinador de los equipos de expertos nacionales que participan en los grupos científico-técnicos, de las negociaciones de los protocolos que se revisen, y de las firmas de los mismos.

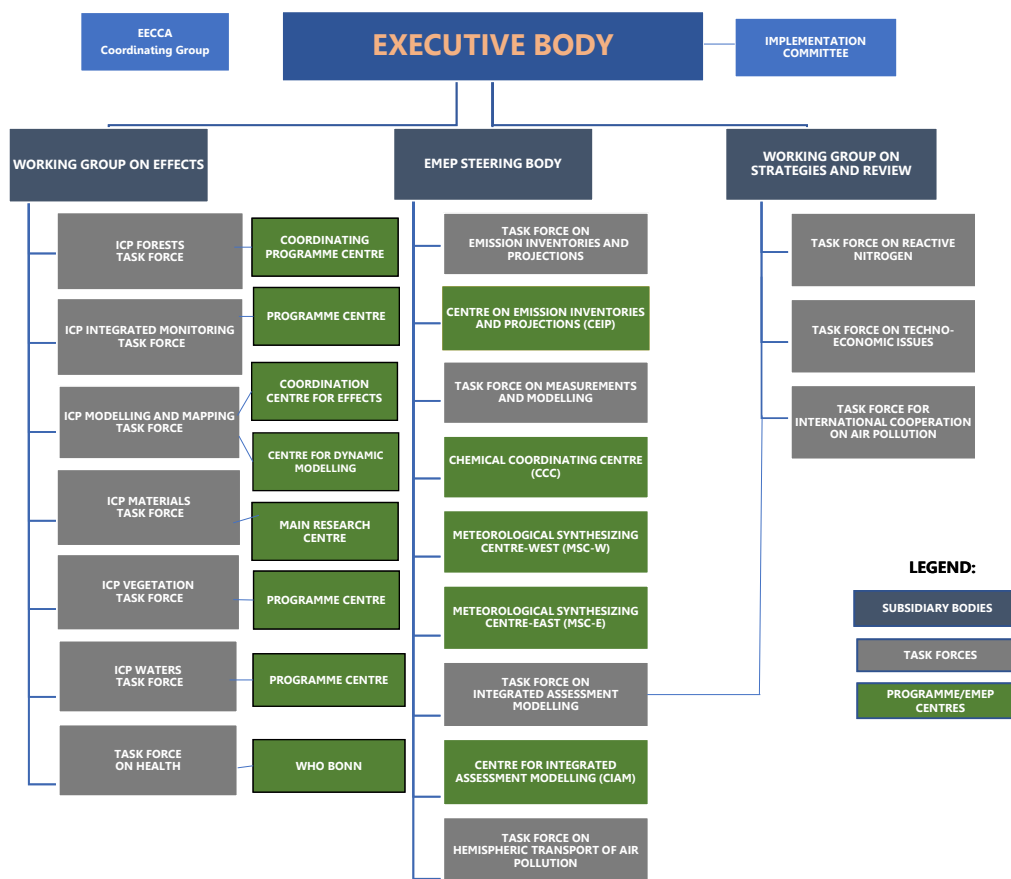


Figura 32. Organigramma de los grupos de la Convención del Aire. Fuente: CLRTAP ¹⁰

Niveles críticos de ozono para la protección de la vegetación

Los Niveles Críticos son indicadores ambientales que se definen como las concentraciones en la atmósfera por encima de las cuales podrían producirse daños sobre la vegetación; mientras que las Cargas Críticas se definen como el depósito umbral de contaminantes por debajo del cual no se esperan efectos adversos en elementos sensibles de los ecosistemas, de acuerdo al conocimiento actual (Nilsson and Grennfelt, 1988). Las cargas y niveles críticos son umbrales ambientales críticos, específicos para cada contaminante y receptor, que se estiman de acuerdo a las metodologías desarrolladas por los Programas Internacionales Cooperativos (*International Cooperative Programmes, ICP*), descritas en “*Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends*”. El manual se encuentra en continua revisión y los capítulos que explican las metodologías para el cálculo de cargas y niveles críticos para los distintos receptores (vegetación, ecosistemas terrestres y acuáticos, y materiales) se van actualizando conforme se dispone de nuevos avances científicos.

En el Protocolo de Gotemburgo de 1999, se mencionan por primera vez los niveles críticos de ozono, al establecerse en el Artículo 2 que, a largo plazo y mediante una aproximación por etapas, las concentraciones en la atmósfera no deberán superar los niveles críticos para ozono, recogidos en su Anexo I. En este anexo se indica que los niveles críticos se expresarán como AOT40 (*Accumulated exposure Over a Threshold of 40 ppb*), siendo este indicador la exposición horaria acumulada sobre un umbral de 40 ppb (Anexo 2).

10 <https://unece.org/sites/default/files/2022-04/CLRTAP%20Structure%2025042022%20web.pdf>

En 2012 se enmienda el protocolo de 1999, dando lugar a un documento que establece nuevos compromisos de reducción de emisiones de COV para el año 2020, respecto a las emisiones de 2005. Al igual que en el protocolo de 1999, se vuelve a marcar como objetivo no superar los niveles críticos de ozono, siendo éstos los indicados en su Anexo I. Sin embargo, en este anexo se indica por primera vez que los niveles críticos puedan expresarse en términos (i) de valores acumulados de concentraciones en la atmósfera (AOT40) o (ii) de flujos estomáticos; recomendando que se usen estos últimos, por considerarse más relevantes biológicamente.

6.2- Legislación europea relativa al ozono troposférico

La Directiva Europea 2008/50/CE sobre calidad del aire ambiente y una atmósfera más limpia en Europa, integra y/o modifica la mayoría de la legislación europea previa sobre contaminación por dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno, partículas, plomo, benceno, monóxido de carbono y ozono, y refleja los objetivos de ozono para la protección de la vegetación definidos en el Convenio de Ginebra. Esta Directiva mantiene, en esencia, los mismos objetivos de ozono para la protección de la vegetación que establecía la Directiva anterior de ozono (2002/3/CE) y que fue transpuesta a la legislación española con el Real Decreto 1796/2003 con el objetivo de regular, evaluar, mantener y mejorar la calidad del aire en relación con el ozono troposférico, y así evitar, prevenir o reducir sus efectos nocivos sobre la salud humana y el medio ambiente. En la Directiva 2008/50/CE se establecen unos valores objetivo de concentraciones de ozono para proteger tanto la salud de las personas como la vegetación (Anexo 4), que deberán alcanzarse, respectivamente, en el trienio o el quinquenio que comienzan en el año 2010. La misma Directiva indica a la vez unos objetivos más estrictos para cumplir a largo plazo, que marcan los niveles de ozono en el aire ambiente por debajo de los cuales, según los conocimientos científicos actuales, es improbable que se produzcan efectos nocivos directos sobre la salud humana o el medio ambiente en su conjunto (Anexo 4). En el caso de la vegetación, el indicador de referencia para riesgo por exposición a ozono es el AOT40. A nivel nacional, el Real Decreto 102/2011, relativo a la mejora de la calidad del aire, transpone al ordenamiento jurídico español el contenido de la Directiva 2008/50/CE.

En octubre de 2022 la Comisión Europea presentó una propuesta para revisar la Directiva 2008/50/CE, con el fin de establecer nuevos objetivos provisionales de calidad del aire para el 2030, más en línea con los índices de calidad de la OMS publicados en 2020, y el propósito de alcanzar el objetivo de la Unión Europea de “cero contaminación” para el año 2050. Para la vegetación, se vuelve a proponer el uso del indicador AOT40 tanto para valores objetivo como para objetivos a largo plazo. Sin embargo, en el texto de la propuesta también se indica que para la evaluación de impacto se tenga en consideración los indicadores de la Directiva (EU) 2016/2284 sobre techos nacionales de emisión de contaminantes. En el artículo 9 de esta última Directiva, se establece la necesidad de que los estados miembros de la UE establezcan una red de seguimiento de los efectos de la contaminación atmosférica sobre los ecosistemas, incluyendo los del ozono troposférico. En este sentido, la Directiva 2016/2284 propone como indicador principal para el daño en la vegetación por ozono, la superación de los niveles críticos basados en la dosis acumulada, tal y como se cita en su Anexo V.

Actualmente, los Estados miembros están discutiendo los textos de la propuesta y el alcance de la misma y se espera finalizar con las negociaciones a finales de 2023. Es previsible que la nueva Directiva actualice los indicadores ambientales para el ozono y que para ello se busque la armonización con otras normativas existentes.



La contaminación por ozono y el cambio global. Retos para el futuro

Se conoce como cambio global al conjunto de alteraciones y transformaciones que están produciendo las actividades humanas y que están afectando a nuestro planeta. Estos cambios están alterando la estructura, el funcionamiento y las interacciones entre la atmósfera, la hidrosfera, la litosfera y la biosfera. Los cambios en la composición de la atmósfera, por la emisión de gases y partículas de origen antropogénico, son uno de los principales procesos que forman parte del cambio global, siendo la contaminación atmosférica y el cambio climático dos procesos íntimamente relacionados. Los problemas ligados a la contaminación atmosférica son provocados por la emisión de compuestos que tienen una permanencia en la atmósfera relativamente corta, del orden de días o semanas, mientras que los compuestos responsables del cambio climático tienen una permanencia en la atmósfera del orden de años o décadas, y provocan el efecto invernadero. Los gases de efecto invernadero permiten que la radiación solar atraviese la atmósfera hasta llegar a la superficie terrestre, calentándola, pero absorben la radiación infrarroja emitida por la tierra, evitando la disipación de esa energía y provocando un aumento de la temperatura de la atmósfera. La presencia natural en la atmósfera de este tipo de gases ha permitido el desarrollo de la vida en la tierra. Sin embargo, el rápido incremento de sus concentraciones como producto de las emisiones ligadas a las actividades humanas, está afectando al sistema climático terrestre.



La contaminación por ozono está íntimamente relacionada con los procesos de cambio climático, siendo otro de los factores que está contribuyendo al cambio global. Foto: CIEMAT

El ozono troposférico está considerado, no sólo como uno de los contaminantes atmosféricos más importantes, por su extensión y por la gravedad de los efectos que provoca, sino que además es también un gas de efecto invernadero que contribuye al cambio climático. El ozono es el tercer gas en importancia que contribuye al efecto invernadero, después del CO_2 y el metano (CH_4), y se ha calculado que ha contribuido a un aumento de la temperatura de $0.1-0.3^\circ\text{C}$ desde los tiempos preindustriales. También hay indicios de que el ozono afecta a la precipitación, la evaporación y a la circulación de las masas de aire, aunque todavía es necesario mejorar las herramientas de modelización para definir cuáles son los mecanismos y las áreas que podrían verse afectadas. El ozono troposférico tiene también una influencia indirecta en el cambio climático, ya que al afectar a la vegetación, disminuyendo su crecimiento y su transferencia de carbono a los suelos, limita la capacidad de fijación de CO_2 y aumenta el balance neto de CO_2 en la atmósfera, favoreciendo el efecto invernadero. Por esta razón, la importancia del ozono en el calentamiento global podría ser incluso mayor que la considerada inicialmente. Otros posibles mecanismos indirectos mediante los cuales el ozono contribuye al cambio climático, son a través de los efectos en los ecosistemas, que favorecen la emisión de gases de efecto invernadero como el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O), procesos que están todavía poco estudiados y para los que aun no es posible establecer patrones generales.

Por otro lado, los cambios en el clima pueden alterar los procesos de formación, transporte y depósito, lo que influye en la persistencia del ozono en la troposfera determinando sus concentraciones. La producción y destrucción del ozono están controladas por parámetros sensibles al cambio climático, como son la temperatura, la radiación solar, la humedad y el régimen de vientos que determina el transporte y la estabilidad en las masas de aire que favorece las reacciones fotoquímicas. Los procesos a través de los cuales el clima influye en los niveles de ozono incluyen complejas interacciones entre la atmósfera, la superficie terrestre y los ecosistemas que aún no se conocen completamente. Una temperatura más elevada acelera la producción fotoquímica de ozono, pero además, aumenta generalmente la emisión de compuestos orgánicos volátiles (COV) de origen natural, que a su vez potencian la formación de ozono en áreas con presencia de óxidos de nitrógeno (NO_x). Los avances desarrollados en los modelos de clima predicen que en las próximas décadas, el calentamiento del planeta provocará incrementos en los niveles de ozono, pudiendo incluso contrarrestar los beneficios conseguidos con las políticas de reducción de emisiones de los compuestos precursores del ozono.

La influencia que tendrán los cambios en el patrón de lluvias es más difícil de predecir en un contexto de cambio climático, aunque parece que hay una tendencia clara a la reducción de las precipitaciones en el sur de Europa. Un aumento de la radiación solar por la ausencia de nubes, favorecerá la producción de ozono, tanto por la activación de las reacciones fotoquímicas, como por un aumento de las emisiones de COV por parte de la vegetación, asociado a una mayor actividad fotosintética. La menor disponibilidad hídrica para la vegetación produciría el cierre de los estomas de las hojas, además de una menor cantidad de hojas en el dosel, disminuyendo así la absorción del contaminante. Este comportamiento minimizaría los efectos del ozono en la vegetación, pero favorecería el mantenimiento de altas concentraciones de ozono en la atmósfera. Además, una mayor sequía aumentará la intensidad de los incendios forestales, que a su vez influirán en los niveles de ozono a través de la emisión de NO_x , CO , CH_4 y COV. En algunas regiones del planeta, como en el hemisferio sur, ya se ha detectado que las emisiones de los incendios forestales son responsables de la formación de ozono en mayor medida que las emisiones de zonas urbanas. De esta manera, los cambios en el patrón de distribución de lluvias es uno de los factores que tendrá una importancia más significativa en los niveles de ozono, aunque los procesos implicados son todavía difíciles de predecir. Existen otros factores relacionados con el cambio climático que afectarán a las concentraciones de ozono en el futuro, como son los cambios en la distribución de los vientos, en el intercambio de masas de aire entre la estratosfera y la troposfera, y en las tipologías

de nubes y precipitaciones. Sin embargo, no existe todavía un consenso sobre cuáles serán los mecanismos de acción predominantes.

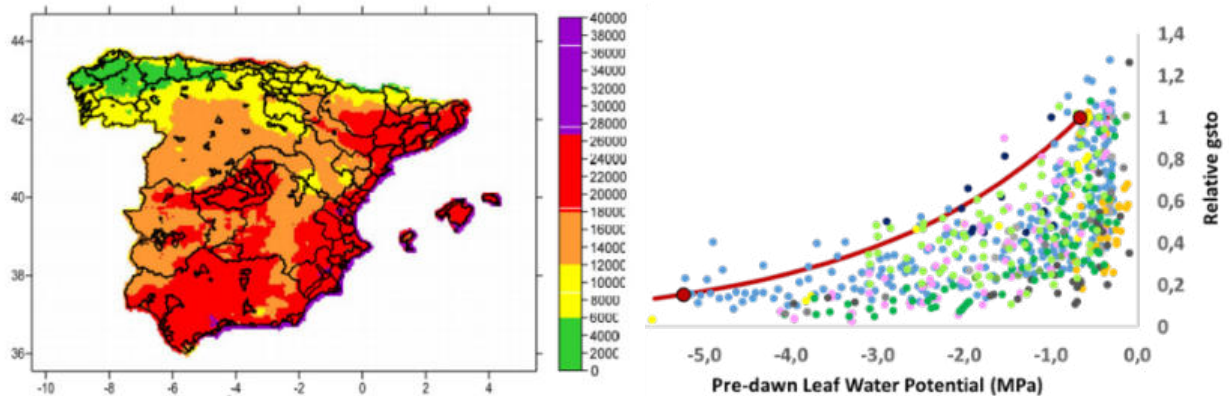
Las interacciones entre el cambio climático y la biosfera también tienen una influencia decisiva en las concentraciones de ozono troposférico, ya que la vegetación influye tanto en los procesos de formación, como de destrucción del ozono. Las emisiones biogénicas de COV por parte de muchas especies vegetales, que pueden actuar como precursores del ozono, están fuertemente controladas por las condiciones meteorológicas de radiación, temperatura y humedad relativa del aire. Así mismo, la disponibilidad hídrica de las plantas determina su apertura estomática, controlando los procesos de absorción y destrucción del ozono. Pero además, el cambio climático puede alterar la respuesta de la vegetación al ozono. El aumento progresivo de las concentraciones de CO₂ que se está produciendo por efecto de las actividades humanas y que está provocando el cambio climático, puede disminuir algunos de los efectos que el ozono provoca en la vegetación. Por un lado, el aumento de CO₂ generalmente induce un cierre estomático que llevaría a una menor absorción del contaminante. Asimismo, la protección parcial que una mayor concentración de CO₂ confiere a la vegetación frente al ozono parece estar asociada también a un aumento de las tasas de fotosíntesis, que generan una mayor vitalidad y flexibilidad metabólica para protegerse y defenderse del contaminante. Sin embargo, paralelamente a estos procesos, una mayor actividad fotosintética conlleva mayores emisiones de COV biogénicos, que a su vez, influyen en la concentración de ozono, constituyendo un ciclo de complejas relaciones entre el cambio climático, la biosfera y el ozono. Aunque los modelos ecosistémicos pueden ayudar a entender y predecir algunos de los cambios en el funcionamiento de los ecosistemas, es necesaria la información experimental con estudios a largo plazo que se desarrollen bajo unas condiciones realistas de los diferentes factores.

Otro componente importante del cambio global es el incremento de la disponibilidad de nitrógeno en los ecosistemas, principalmente debido a la quema de combustibles fósiles, a la síntesis de fertilizantes y a la intensificación de la agricultura y la ganadería. Las actividades humanas han alterado el ciclo del nitrógeno de forma más intensa que el ciclo del carbono, provocando una cascada de efectos ambientales entre los que se incluyen la formación de ozono troposférico y de partículas, la acidificación y eutrofización de los ecosistemas, la pérdida de biodiversidad, la modificación del balance de gases de efecto invernadero y efectos en la salud humana. Actualmente se considera que las alteraciones del ciclo del nitrógeno han sobrepasado el límite planetario, suponiendo un riesgo alto para la habitabilidad del planeta para los seres humanos. Los efectos interactivos del ozono y una mayor disponibilidad de nitrógeno son complejos y todavía existe una limitada experimentación para entenderlos. Un mayor aporte de nitrógeno puede compensar hasta cierto nivel los efectos del ozono en aquellas zonas pobres en este nutriente, pero en otras circunstancias puede alterar la capacidad de respuesta de las plantas frente al estrés generado por el ozono.

Muchas son las lagunas de conocimiento que existen todavía sobre los efectos del ozono en la vegetación, la biodiversidad y su papel en el cambio global. Se desconoce, por ejemplo, el riesgo que el ozono puede suponer para especies de gran importancia agronómica en nuestro país, como el olivo, el naranjo o la vid. Tampoco se dispone de información detallada sobre cómo el ozono troposférico puede alterar la capacidad de la vegetación y los ecosistemas para tolerar los cambios relacionados con el clima. En algunas especies, se ha descrito cómo el ozono interfiere en el control estomático, un mecanismo de gran importancia para la regulación del estado hídrico de las plantas, lo que podría hacerlas más sensibles a la sequía. Sin embargo, aún no existe información suficiente como para establecer patrones generales de respuesta. Es necesario también intensificar los estudios sobre las interacciones entre el aumento del depósito de compuestos nitrogenados, de CO₂ y el ozono, y sus implicaciones a escala ecosistémica. Además, se necesita entender cómo

influirán los cambios en el clima y en los usos del suelo en las emisiones, tanto antropogénicas como naturales, de compuestos precursores del ozono, y cómo afectarán a las concentraciones atmosféricas de ozono.

Para abordar todos estos retos, será necesario combinar nuevos estudios experimentales y de monitorización, incluyendo técnicas de teledetección, y el desarrollo de herramientas de modelización. La utilización de modelos mecanísticos o dinámicos puede servir para integrar las múltiples y complejas respuestas de la vegetación y los ecosistemas frente a la contaminación atmosférica, y otros factores como el clima, la disponibilidad de nutrientes o las interacciones entre seres vivos, y poder así estudiar los efectos sobre procesos ecosistémicos, como la eficiencia en el uso de recursos, el secuestro de carbono o la conservación de la biodiversidad. Para el desarrollo de estos modelos, se necesitan tanto datos experimentales, que permitan describir y cuantificar procesos, como estudios de monitorización para parametrizar y validar las predicciones de los modelos. La disponibilidad y mantenimiento en el tiempo de redes de monitorización resultan claves para realizar un seguimiento de la evolución temporal del estado de los ecosistemas y evaluar la efectividad de las políticas de reducción de la contaminación atmosférica, incluyendo la posible penalización que otros factores ambientales, como el cambio climático, puedan estar ejerciendo sobre la reducción de los efectos negativos.



Para entender las implicaciones de los efectos del ozono en la vegetación y el funcionamiento de los ecosistemas en un contexto de cambio climático, es necesario combinar estudios experimentales, con monitorización a largo plazo, incluyendo técnicas de teledetección, y el desarrollo de herramientas de modelización. Foto y figuras: CIEMAT.

Las previsiones obtenidas con los modelos de calidad del aire y clima indican que, sin un control significativo de las emisiones de los compuestos precursores, el ozono troposférico constituirá un serio problema global a finales de siglo, no sólo de calidad del aire, sino también como uno de los factores determinantes del cambio global. Las complejas interacciones entre la atmósfera, la superficie terrestre y la biosfera requieren que las estrategias de control de la contaminación y del cambio climático se afronten de una manera integrada, con el fin de conseguir la conservación del medio ambiente para todos los organismos de la tierra, incluidos los seres humanos, la sostenibilidad de los sistemas de producción de alimentos y el freno a la pérdida de biodiversidad. También serán necesarias medidas de adaptación encaminadas a limitar los efectos, reducir la vulnerabilidad e incrementar la resiliencia. La implementación de medidas de adaptación ha sido identificada como una de las claves para la sostenibilidad de los ecosistemas, la agricultura y la ganadería frente al cambio climático. Sin embargo, las medidas de adaptación prácticamente no han sido exploradas en cuanto a su capacidad para paliar los efectos de la contaminación atmosférica, especialmente en el marco del cambio global.

La importancia de la conservación del medio ambiente y su contribución para erradicar la pobreza y asegurar la sostenibilidad del planeta ha quedado reflejada en la formulación de los Objetivos de Desarrollo Sostenible y su Agenda 2030, aprobados por la ONU en 2015. La calidad del aire es necesaria, no sólo para conseguir el Objetivo 11 de Ciudades Sostenibles, sino también para otras metas como el Objetivo 3- Salud y bienestar, Objetivo 7- Energía asequible y no contaminante, Objetivo 13- Acción por el clima, y Objetivo 15- Vida de ecosistemas terrestres. La Agenda 2030 ha sido, así mismo, adoptada por la Unión Europea como hoja de ruta, y ha sido integrada en las diferentes políticas transformadoras que se están poniendo en marcha. El “Plan de Acción de Contaminación Cero para el aire, el agua y el suelo” de la Comisión Europea, adoptado en 2021, constituye una de las piezas clave del Pacto Verde Europeo. Su objetivo es reducir la contaminación del aire, el agua y el suelo a niveles que ya no se consideren perjudiciales para la salud y los ecosistemas naturales, que respeten los límites soportables para nuestro planeta y que creen así un medio ambiente libre de sustancias tóxicas. Una buena calidad del aire contribuirá a un mundo más habitable y justo para todos, que permita asegurar el mantenimiento de los recursos naturales y de la biodiversidad para las generaciones venideras.



Bibliografía para ampliar información

El ozono troposférico

- Agencia Ambiental Europea, Air quality statistics calculated by the EEA: <http://aidef.apps.eea.europa.eu/>
- Archibald, A. T., Neu, J. L., Elshorbany, Y. F., ..., Zeng, G. (2020). Tropospheric Ozone Assessment Report A critical review of changes in the tropospheric ozone burden and budget from 1850 to 2100. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 8(1). <https://doi.org/10.1525/elementa.2020.034>
- Brands, S., Fernández-García, G., Vivanco, M.G., ..., Taboada, J. J. (2020). An exploratory performance assessment of the CHIMERE model (version 2017r4) for the northwestern Iberian Peninsula and the summer season Geoscientific Model Development September 2020. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-3947-2020>
- Borge, R., Requía, W. J., Yagüe, C., Jhun, I., Koutrakis, P. (2019). Impact of weather changes on air quality and related mortality in Spain over a 25 year period [1993–2017]. *Environment international*, 133, 105272. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105272>
- Colette, A., Andersson, C., Baklanov, A., ..., Young, P. (2015). Is the ozone climate penalty robust in Europe? *Environmental Research Letters*, 10(8), 084015. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/8/084015>
- Cooper, O. R., Parrish, D. D., Ziemke, J., ..., Zbinden, R.M. (2014). Global distribution and trends of tropospheric ozone: An observation-based review Global distribution and trends of tropospheric ozone. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 2. <https://doi.org/10.12952/journal.elementa.000029>
- Elvira, S., González-Fernández, I., Alonso, R., Sanz, J., Bermejo-Bermejo, V. (2016). Ozone levels in the Spanish Sierra de Guadarrama mountain range are above the thresholds for plant protection: analysis at 2262, 1850, and 995 m asl. *Environmental monitoring and assessment*, 188, 1-20. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5581-z>
- Gaudel, A., Cooper, O. R., Chang, K. L., ..., Granier, C. (2020). Aircraft observations since the 1990s reveal increases of tropospheric ozone at multiple locations across the Northern Hemisphere. *Science Advances*, 6 (34), eaba8272. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba8272>
- González, L., Parra, A., Elustondo, D., Garrigó, J., Santamaría, J.M. (2005). Niveles de ozono troposférico en la Ribera de Navarra. Laboratorio Integrado de Calidad Ambiental (LICA), Universidad de Navarra.
- Im, U., Christensen, J.H., Geels, C., ..., Galmarini, S. (2018). Influence of anthropogenic emissions and boundary conditions on multi-model simulations of major air pollutants over Europe and North America in the framework of AQMEII3. *Atmospheric Chemistry and Physics* 18 (12), 8929-8952. <https://doi.org/10.5194/acp-18-8929-2018>
- IPCC, 2013: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia,

- V. Bex and P.M. Midgley (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp. Accesible en: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>
- Massagué, J., Escudero, M., Alastuey, A., Mantilla, E., Monfort, E., Gangoiti, G., Pérez García-Pando, C., Querol, X. (2023). Spatiotemporal variations of tropospheric ozone in Spain (2008- 2019). *Environment International*, 107961 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107961>
 - Millán, M.M., Mantilla, E., Salvador, R., Carratalá, A., Sanz, M.J., Alonso, L., Gangoiti, G., Navazo, M. (2000). Ozone cycles in the Western Mediterranean Basin: Interpretation of monitoring data in complex coast terrain. *Journal of Applied Meteorology* 39, 487–508. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2000\)039<0487:OCITWM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2000)039<0487:OCITWM>2.0.CO;2)
 - Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico Redes de calidad del aire <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/calidad-del-aire/evaluacion-datos/redes/default.aspx>
 - Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico, visor interactivo de calidad del aire en España en tiempo real <http://www.ica.miteco.es/>
 - Monks, P.S., Archibald, A.T., Colette, A., ..., Williams, M.L. (2015). Tropospheric ozone and its precursors from the urban to the global scale from air quality to short-lived climate forcer. *Atmospheric chemistry and physics*, 15(15), 8889-8973 <https://doi.org/10.5194/acp-15-8889-2015>
 - Otero, N., Sillmann, J., Mar, ..., Butler, T. (2018) A multi-model comparison of meteorological drivers of surface ozone over Europe. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18, 12269-12288, 2018. <https://doi.org/10.5194/acp-18-12269-2018>
 - Pay, M. T., Gangoiti, G., Guevara, M., Napelenok, S., Querol, X., Jorba, O., Pérez García-Pando, C. (2019). Ozone source apportionment during peak summer events over southwestern Europe. *Atmospheric chemistry and physics*, 19(8), 5467-5494. <https://doi.org/10.5194/acp-19-5467-2019>
 - Querol, X., Alastuey, A., Reche, C., ..., Millán, M. (2016). On the origin of the highest ozone episodes in Spain. *Science of the Total Environment*, 572, 379-389. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.193>
 - Solazzo, E., Hogrefe, C., Colette, A., Garcia-Vivanco, M., Galmarini, S. (2017). Advanced error diagnostics of the CMAQ and Chimere modelling systems within the AQMEII3 model evaluation framework. *Atmos. Chem. Phys.*, 17, 10435–10465, 2017. <https://doi.org/10.5194/acp-17-10435-2017>
 - Theobald M.R., Vivanco M.G., Gil V., Garrido J.L., Martín F. (2021) Analysis of the Zero-Out Method of Source Apportionment for Air Quality Modeling in Spain. In: Mensink C., Matthias V. (eds) *Air Pollution Modeling and its Application XXVII*. ITM 2019. Springer Proceedings in Complexity. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-63760-9_16
 - Vivanco M G., Garrido, J.L., Theobald, M., Gil, V., Martín F. (2020). Evaluación de la calidad del aire en España utilizando modelización combinada con mediciones. Preevaluación año 2019. Informe CIEMAT para Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico (MITECO). Ref: 15/2020.
 - Vivanco, M.G., Garrido, J.L. Theobald, M., Gil, V., Rodríguez-Sánchez, A., Martín, F. (2021). Evaluación de la calidad del aire en España utilizando modelización combinada con mediciones. Preevaluación año 2020. Informe CIEMAT para Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico (MITECO).
 - Vivanco, M.G., Palomino, I., Vautard, R., Bessagnet, B., Martín, F., Menut, L., Jiménez, S. (2009). Multi-year assessment of photochemical air quality simulation over Spain. *Environmental modelling & software*, 24(1), 63-73. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.05.004>

- Vivanco, M.G., Theobald, M., Gil, V., Garrido, J.L., Martín, F., Santiago, J.L. (2021). Efecto sobre la concentración en aire de O₃ en España de una reducción de las emisiones de NO_x. Comunicación Técnica CONAMA. ISBN: 978-84-09-31739-4. Accesible en: <http://www.conama11.vsf.es/conama10/download/files/conama2020/CT%202020/5250.pdf>

Efectos del ozono en los cultivos y la vegetación

- Ainsworth, E. A. (2017). Understanding and improving global crop response to ozone pollution. *Plant Journal*, 90(5), 886–897. <https://doi.org/10.1111/tpj.13298>
- Ainsworth, E. A., Lemonnier, P and Wedow, JM. (2020). The influence of rising tropospheric carbon dioxide and ozone on plant productivity. *Plant Biology* 22, 5-11. <https://doi.org/10.1111/plb.12973>
- Alonso R., Bermejo V., Elvira S., Sanz J., González-Fernández I., Fernández Patier R., Gimeno B.S. (2009). La Contaminación Atmosférica en la Sierra de Guadarrama. Riesgos Potenciales para la Vegetación. In: Sextas Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y el Valle del Paular. Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid, pp. 63-85. Depósito legal: M-21996-2009. Disponible en: <http://rdgroups.ciemat.es/web/geca-ciemat/divulgacion-cientifica-y-articulos-cientificos-en-espanol>
- Bassin, S., Volk, M., Fuhrer, J. 2007. Factors affecting the ozone sensitivity of temperate European grasslands: An overview. *Environmental Pollution* 146 (3) 678-691 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.06.010>
- Black, V.J., Black, C.R., Roberts, J., Stewart, C. (2000). Impact of ozone on the reproductive development of plants. *New Phytologist*, 147(3), 421–447. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2000.00721.x>
- Broberg, M.C., Feng, Z., Xin Y., Pleijel, H. (2015). Ozone effects on wheat grain quality - A summary. *Environmental Pollution* 197: 203-213. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.12.009>
- Calvete-Sogo H., Elvira S., Sanz J., González-Fernández I., García-Gómez H., Sánchez-Martín L., Alonso R., Bermejo-Bermejo V. (2014). Current ozone levels threaten gross primary production and yield of Mediterranean annual pastures and nitrogen modulates the response. *Atmospheric Environment* 95: 197-206. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.05.073>
- Calvete-Sogo, H., González-Fernández, I., Sanz, J., Elvira, S., Alonso, R., García-Gómez, H., Ibáñez-Ruiz, MA., Bermejo-Bermejo, V. (2016). Heterogeneous responses of component species to ozone and nitrogen deposition shift the structure of Mediterranean annual pastures. *Oecologia* 181 (4): 1055-1067. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3628-z>
- Emberson L., Pleijel H., Ainsworth E.A., Berg M., Ren W., Osborne S., Mills G., Pandey D., Dentener F., Büker P., Ewert F., Koeble R., Van Dingenen R., 2018. Ozone effects on crops and consideration in crop models. *European Journal of Agronomy* 100, 19-3 <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.06.002>
- Elvira, S., Sanz, J., González-Fernández, I., Bermejo-Bermejo, V. (2022) Ozone effects on the quality of Swiss chard. Peri-urban crops a case study. The 2nd International Electronic Conference on Plant Sciences—10th Anniversary of Journal. Plants, Section: Plant Response to Stresses and Changing Environment. *Biol. Life Sci. Forum* 11(1),16 <https://doi.org/10.3390/IECPS2021-12016>

- Evidence of widespread ozone damage to vegetation in Europe (1990-2006). Report prepared by the ICP Vegetation (2007). Hayes F., Mills G., Harmens H., Norris D. (Eds.). International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops. Accesible en: <https://icpvegetation.ceh.ac.uk/evidence-wide-spread-ozone-damage-vegetation-europe-1990-%E2%80%932006>
- Feng, Z., Paoletti, E., Bytnerowicz, A., Harmens H. (2015). Ozone and plants. *Environmental Pollution*, 202. 215-216. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.02.004>
- González-Fernández, I., Elvira, S., Calatayud, V., Calvo, E., Aparicio, P., Sánchez, M., Alonso, R., Bermejo-Bermejo, V. (2016). Ozone effects on the physiology and marketable biomass of leafy vegetables under Mediterranean conditions: Spinach (*Spinacia oleracea* L.) and Swiss chard (*Beta vulgaris* L. var. *cycla*). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 235: 215-228. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.023>
- ICP-Vegetation, ozone-injury app: <https://icpvegetation.ceh.ac.uk/get-involved/ozone-injury/record>
- Mills G., and Harmens H. (Eds.). (2011) Ozone Pollution: A hidden threat to food security. Report prepared by the ICP Vegetation. International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops. Accesible en: <https://icpvegetation.ceh.ac.uk/sites/default/files/Ozone%20Pollution%20-%20A%20hidden%20threat%20to%20food%20security.pdf>
- Mills G., and Harmens H. (Eds.). (2012) Ozone pollution: Impacts on carbon sequestration in Europe. Report prepared by the ICP Vegetation. International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops. Accesible en: <https://icpvegetation.ceh.ac.uk/sites/default/files/Ozone%20Pollution%20-%20Impacts%20on%20carbon%20sequestration%20in%20Europe.pdf>
- Mills, G., Harmens, H, Wagg S., Sharps K., Hayes F., Fowler D., Sutton M., Davies B. (2016). Ozone impacts on vegetation in a nitrogen enriched and changing climate. *Environmental Pollution* 208: 898-908 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.038>
- Pleijel, H., Broberg, M.C., ..., Mills, G. (2018). Current surface ozone concentrations significantly decrease wheat growth, yield and quality. *Science of Total Environment* 613:687-692. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.111>
- Rai R., Singh A., Agrawal S.B., Agrawal M. (2016). Tropospheric O₃: A Cause of Concern for Terrestrial Plants. *Plant Responses to Air Pollution*. ISBN: 978-981-10-1199-3. https://doi.org/10.1007/978-981-10-1201-3_14
- Sanz, J., Muntifering R.B., Bermejo V., Gimeno B.S., Elvira S. (2005). Ozone and increased nitrogen supply effects on the yield and nutritive quality of *Trifolium subterraneum*. *Atmospheric Environment* 39, 5899-5907. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.06.022>
- Schaub, M., Haeni, M., Calatayud, V., Ferretti, M., Gottardini, E. (2019). Ozone concentrations are decreasing but exposure remains high in European forests, ICP Forests Brief No. 3 (Eberswalde, Germany, ICP Forests, 2019). Accesible en: <http://icp-forests.net/page/icp-forests-briefs>
- Tiwari, S., Agrawal, M. (2018). Ozone Biomonitoring, Biomass and Yield Response. In: *Tropospheric Ozone and its Impacts on Crop Plants*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71873-6_4

Efectos del ozono en el funcionamiento de los ecosistemas y la biodiversidad

- Agathokleous, E., Feng, Z., Oksanen, E., Sicard, P., Wang, Q., Saitanis, C. J., Araminiene, V., Blande, J. D., Hayes, F., Calatayud, V., Domingos, M., Veresoglou, S. D., Peñuelas, J., Wardle, D. A., De Marco, A., Li, Z., Harmens, H., Yuan, X., Vitale, M., & Paoletti, E. (2020). Ozone affects plant, insect, and soil microbial communities: A threat to terrestrial ecosystems and biodiversity. *Science Advances*, 6, eabc1176. Disponible en: <https://www.science.org/doi/epdf/10.1126/sciadv.abc1176>
- Bergmann E., Bender J., Weigel H.J. (2017). Impact of tropospheric ozone on terrestrial biodiversity: A literature analysis to identify ozone sensitive taxa. *Journal of Applied Botany and Food Quality* 90: 83 – 105. Disponible en: https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn058265.pdf
- Fuhrer, J.; Martin, M.V.; Mills, G.; Heald, C.L.; Harmens, H.; Hayes, F.; Sharps, K.; Bender, J.; Ashmore, M.R. Current and future ozone risks to global terrestrial biodiversity and ecosystem processes. *Ecol. Evol.* 2016, 6, 8785–8799. Disponible en: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5192800/pdf/ECE3-6-8785.pdf>
- Grulke N.E., Heath R.L. (2020). Ozone effects on plants in natural ecosystems. *Plant Biology* 22 (S1): 12-37. <https://doi.org/10.1111/plb.12971>
- Mills G., Wagg S., Harmens, H. (eds) (2013). Ozone pollution: impacts on ecosystem services and biodiversity. Report prepared by the ICP Vegetation. Centre for Ecology and Hydrology, Bangor, UK. Disponible en: <https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/502675/1/N502675CR.pdf>
- U.S. EPA (2020). Integrated Science Assessment (ISA) for Ozone and Related Photochemical Oxidants (Final Report, Apr 2020). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-20/012. Disponible en: <https://cfpub.epa.gov/ncea/isa/recordisplay.cfm?deid=348522>

Análisis del riesgo de efectos para la vegetación derivado de la exposición al ozono

- CLRTAP, 2017. Chapter 3 Critical Levels for Vegetation, Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Disponible en: <https://www.umweltbundesamt.de/en/cce-manual>
- Colette, A., Tognet, F., Létinois, L., Lemaire, V., Couvidat, F., Alonso del Amo, R., Gonzalez Fernandez, I., Rábago Juan-Aracil, I., Harmens, H., Andersson, C., Tsyro, S., Manders, A., Mircea, M., 2018. Long-term evolution of the impacts of ozone air pollution on agricultural yields in Europe A modelling analysis for the 1990-2010 period. Bilthoven, The Netherlands. Disponible en: https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-atni/products/etc-atni-reports/eionet_rep_etcacm_2018_15_o3impacttrends/@@download/file/EIONET_Rep_ETCACM_2018_15_O3impactTrends.pdf

- González-Fernández, I., Calvo, E., Gerosa, G., Bermejo, V., Marzuoli, R., Calatayud, V., Alonso, R., 2014. Setting ozone critical levels for protecting horticultural Mediterranean crops: Case study of tomato. *Env. Pol.* 185, 178-187. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.033>
- ICP Vegetation (2017). Scientific Background Document A of Chapter 3 of 'Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels of air pollution effects, risks and trends', UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Consultado el 15 junio 2023 en <http://icpvegetation.ceh.ac.uk>
- Mills, G., Buse, a., Gimeno, B., Bermejo, V., Holland, M., Emberson, L., Pleijel, H., 2007. A synthesis of AOT40-based response functions and critical levels of ozone for agricultural and horticultural crops. *Atmos. Environ.* 41, 2630–2643. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.11.016>
- Mills, G., Pleijel, H., Malley, C.S., Sinha, B., Cooper, O.R., Schultz, M.G., Neufeld, H.S., Simpson, D., Sharps, K., Feng, Z., Gerosa, G., Harmens, H., Kobayashi, K., Saxena, P., Paoletti, E., Sinha, V., Xu, X., 2018. Tropospheric Ozone Assessment Report: Present-day ozone distribution and trends relevant to vegetation. *Elem. Sci. Anthr.* 6. <https://doi.org/10.1525/elementa.273>
- Mills, G., Pleijel, H., Braun, S., Büker, P., Bermejo, V., Calvo, E., Danielsson, H., Emberson, L., González, I., Grünhage, L., Harmens, H., Hayes, F., Karlsson, P., Simpson, D., 2011. New stomatal flux-based critical levels for ozone effects on vegetation. *Atmos. Environ.* 45, 5064–5068. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.06.009>
- Sanz, J., González-Fernández, I., Elvira, S., Muntifering, R., Alonso, R., & Bermejo-Bermejo, V. (2016). Setting ozone critical levels for annual Mediterranean pasture species : Combined analysis of open-top chamber experiments. *Science of the Total Environment*, 571, 670–679. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.035>

Marcos normativos para el control del ozono troposférico

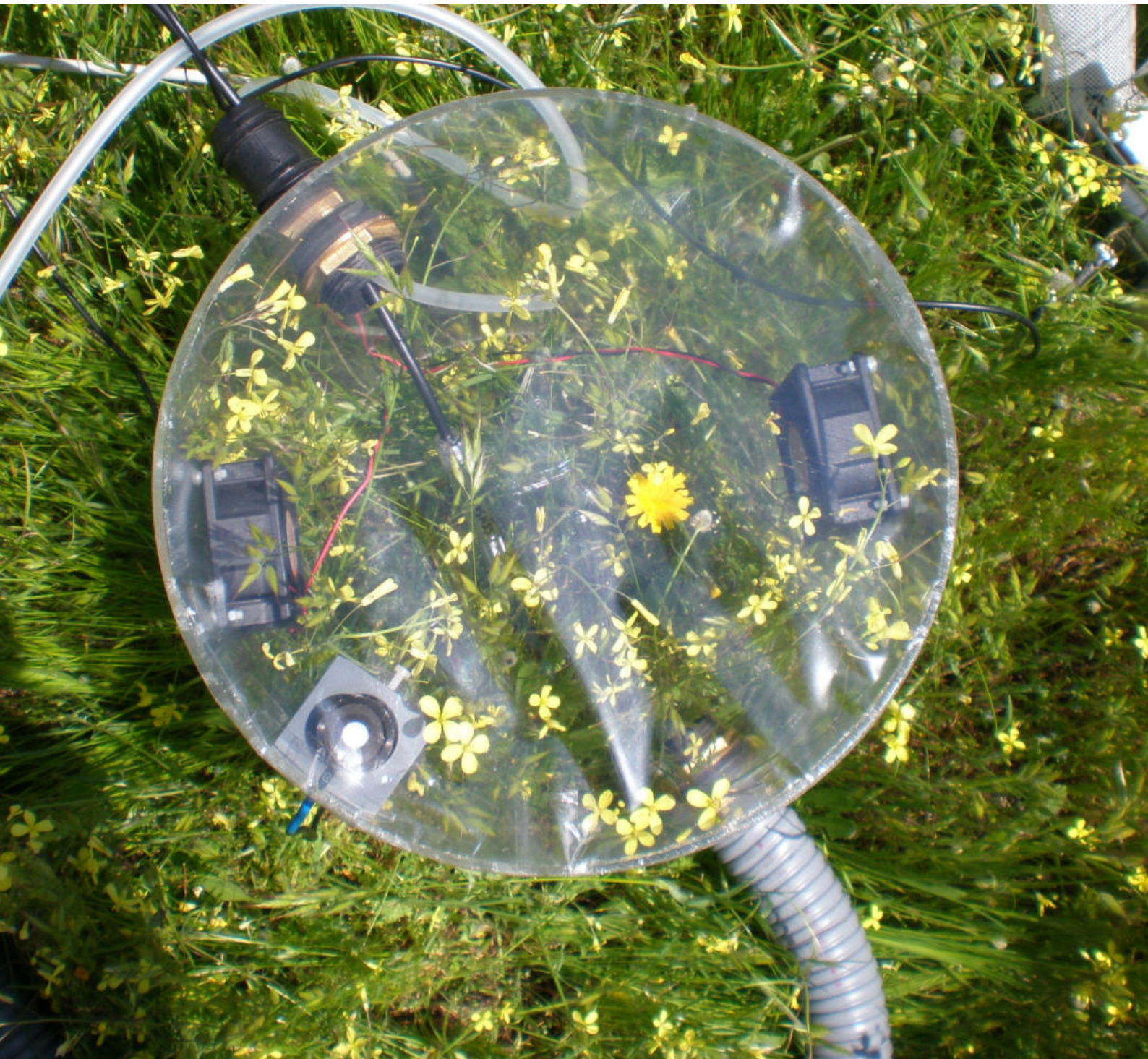
- Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo de 2008, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa. Accesible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2008-81053>
- Directiva (UE) 2016/2284 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 14 de diciembre de 2016, relativa a la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos. Accesible en: <https://www.boe.es/doue/2016/344/L00001-00031.pdf>
- Nilsson, J., Grennfelt, P., 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. Nordic council of Ministers, Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, 19-24 March 1988. *Miljörappport 15*, pp. 418.

La contaminación por ozono y el cambio global. Retos para el futuro

- Dewan S and Lakhani A (2022). Tropospheric ozone and its natural precursors impacted by climatic changes in emission and dynamics. *Front. Environ. Sci.* 10:1007942. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1007942>
- Unión Europea (2021). Plan de Acción de la UE: «Contaminación cero para el aire, el agua y el suelo». Comisión Europea, Document 52021DC0400.

Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:52021DC0400&from=EN>.

- Unión Europea (2021). Un Pacto Verde Europeo. Información disponible en: https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_es.





Anexos

Anexo 1. Especies representativas por zona biogeográfica disponibles para análisis de riesgo de efectos del ozono sobre la vegetación

Zona biogeográfica	Cultivos agrícolas extensivos	Cultivos hortícolas	Bosques	Pastos
Mediterránea	Trigo (<i>Triticum aestivum</i>)	Tomate (<i>Solanum lycopersicum</i>)	Bosque caducifolio: roble (<i>Quercus robur</i> , <i>Q. pyrenaica</i> , <i>Q. faginea</i>). Bosque perennifolio: encina (<i>Quercus ilex</i>), pino carrasco (<i>Pinus halepensis</i>), algarrobo (<i>Ceratonia siliqua</i>)	Pasto dominado por especies anuales: especies de leguminosa anuales
Atlántica	Trigo (<i>Triticum aestivum</i>)	Patata (<i>Solanum tuberosum</i>)	Bosque caducifolio: haya (<i>Fagus sylvatica</i>), abedul (<i>Betula pendula</i>). Bosque perennifolio: píceas (<i>Picea abies</i>)	Pasto dominado por especies perennes: trébol (<i>Trifolium repens</i>) y otras 25 especies
Alpina	ND	ND	ND	ND
Macaronésica	ND	ND	ND	ND

Tabla A1. Especies representativas por zona biogeográfica y tipo de vegetación utilizadas para definir valores estándar y la realización de análisis de riesgo de efectos del ozono troposférico. Las especies (y variedades en el caso de los cultivos) seleccionadas se encuentran entre las más sensibles de todas las estudiadas, de forma que la no superación de los valores de referencia definidos para ellas implica también un riesgo de efectos bajo para el resto de especies de vegetación. ND, especie no definida.

Anexo 2. Niveles críticos de ozono basados en la exposición acumulada (AOT40) recogidos en Anexo I del Protocolo de Gotemburgo (1999) de la Convención del Aire.

Vegetación	Nivel crítico	Periodo de tiempo	Efecto
Cultivos	Cultivos agrícolas: AOT40 3,0 ppm h Hortícolas: AOT40 6,0 ppm h	Cultivos agrícolas: 3 meses Hortícolas: 3,5 meses	Reducción de la producción (5%)
Vegetación semi-natural (herbácea)	Comunidades perennes: AOT40 5,0 ppm h Comunidades anuales: AOT40 3,0 ppm h	Perennes: 6 meses Anuales: 3 meses (o ciclo vital si es más corto)	Perennes: Reducción crecimiento (10%) Anuales: Reducción de crecimiento y/o producción de semillas (10%)

Tabla A2. Niveles Críticos de ozono para los distintos tipos de vegetación a la firma del Protocolo de Gotemburgo de 1999.

Anexo 3. Niveles críticos de ozono basados en la dosis absorbida de ozono (PODy) Convención del Aire.

Tipo de vegetación (especie representativa)	Parámetro	PODy (mmol m ⁻²)
Zona biogeográfica Mediterránea		
Cultivos agrícolas (trigo)	Producción (cosecha)	POD ₆ = 1,3 ¹
Cultivos hortícolas (tomate)	Producción (cosecha)	POD ₆ = 2,0
Cultivos hortícolas (tomate)	Calidad (°brix)	POD ₆ = 3,8
Bosque perennifolio (encina)	Biomasa (aéreo)	POD ₁ = 47,3
Bosque caducifolio (robles caducifolios)	Biomasa (raíz)	POD ₁ = 10,3
Bosque caducifolio (robles caducifolios)	Biomasa (aérea y raíz)	POD ₁ = 14,0
Pastos anuales (dehesa)	Biomasa (aérea)	POD ₁ = 16,9
Pastos anuales (dehesa)	Reproducción (flores y semillas)	POD ₁ = 10,8
Zona biogeográfica atlántica		
Cultivos agrícolas (trigo)	Producción	POD ₆ = 1,3
Cultivos agrícolas (trigo)	Producción (peso 1000 granos)	POD ₆ = 1,5
Cultivos agrícolas (trigo)	Calidad (contenido en proteína)	POD ₆ = 2,0
Cultivos hortícolas (patata)	Producción	POD ₆ = 3,8
Bosque perennifolio (pino silvestre)	Biomasa (aérea y raíz)	POD ₁ = 5,2
Bosque caducifolio (haya)	Biomasa (aérea y raíz)	POD ₁ = 9,2
Pastos perennes	Biomasa (aérea)	POD ₁ = 10,2
Pastos perennes	Biomasa (aérea y raíz)	POD ₁ = 16,2
Pastos perennes	Biomasa (flores)	POD ₁ = 6,6
Zona biogeográfica alpina		
ND	ND	ND
Zona biogeográfica macaronésica		
ND	ND	ND

Tabla A3. Niveles críticos de ozono basados en el índice de dosis estomática (PODy) para tipos de vegetación presentes en España, siguiendo la metodología de la Convención del Aire descrita en el Modelling and Mapping Manual (CLRTAP, 2017). 1 Nivel crítico basado en la relación dosis-respuesta para las zonas atlántica y continental europeas, todavía bajo análisis para la zona biogeográfica mediterránea aunque los estudios preliminares indican que puede ser un valor cercano a este. ND, especie/parámetro/nivel crítico no definido.

Anexo 4. Valores objetivo para ozono troposférico en la Directiva Europea de calidad del aire.

Valores para ozono troposférico - Directiva Europea de Calidad del Aire 2008/50/CE

Valores Objetivo (a cumplir el 1 de enero de 2010)

Protección de la Vegetación: El índice AOT40 acumulado durante 3 meses (mayo-julio) debe estar por debajo de $18.000 \mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$ (9.000 ppb h) (media de 5 años, contados, por primera vez, a partir de 2010)

Protección de la Salud Humana: La máxima diaria de las medias móviles octohorarias no podrá superar $120 \mu\text{g m}^{-3}$ (61 ppb) más de 25 días al año (media de 3 años, contados, por primera vez, a partir de 2010)

Objetivos a largo plazo

Protección de la Vegetación: El índice AOT40 acumulado durante 3 meses (mayo-julio) debe estar por debajo de $6.000 \mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$ (3.000 ppb h)

Protección de la Salud Humana: La máxima diaria de las medias móviles octohorarias del año no podrá superar $120 \mu\text{g m}^{-3}$ (61 ppb)

Tabla A4. Valores límite de concentración de ozono troposférico para la protección de la vegetación y la salud humana recogidos en el Anexo VII de la Directiva 2008/50/CE de Calidad del Aire y el Anexo I del RD 1796/2003. AOT40 [expresado en $(\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h})$] será la suma de la diferencia entre las concentraciones horarias superiores a los $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($=40 \text{ ppb}$) y $80\mu\text{g}/\text{m}^3$ a lo largo de un período dado utilizando únicamente los valores horarios medidos entre las 8:00 y las 20:00 horas de la Hora de Europa Central (HEC).

