

CONAMA 2022

CONGRESO NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE

Análisis de los impactos del ozono en la Comunidad de Madrid bajo la combinación de escenarios de cambio climático y reducción de emisiones por aplicación de las políticas de mejora de la calidad del aire



TÍTULO

Autor Principal: Mark R. Theobald (CIEMAT)

Otros autores: Marta G. Vivanco (CIEMAT); Victoria Gil (CIEMAT); Coralina Hernandez Trujillo (CIEMAT); Juan Luis Garrido (CIEMAT); Victoria Bermejo-Bermejo (CIEMAT); Ignacio González Fernández (CIEMAT); Rocío Alonso (CIEMAT); Augustin Colette (INERIS); Florian Couvidat (INERIS); Antonio Spanu (INERIS); Camilla Andersson (SMHI)

CIEMAT: Centro de Investigaciones Energéticas Medio Ambientales y Tecnológicas, Madrid, España

INERIS: National Institute for Industrial Environment and Risks, Francia

SMHI: Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Suecia

ÍNDICE

1. Título
2. Palabras Clave
3. Resumen
4. Introducción
5. Metodología
6. Resultados y Discusión
7. Conclusiones
8. Agradecimientos
9. Bibliografía

TÍTULO: ANÁLISIS DE LOS IMPACTOS DEL OZONO EN LA COMUNIDAD DE MADRID BAJO LA COMBINACIÓN DE ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO Y REDUCCIÓN DE EMISIONES POR APLICACIÓN DE LAS POLÍTICAS DE MEJORA DE LA CALIDAD DEL AIRE

RESUMEN

La concentración de ozono (O_3) troposférico se ha ido incrementando en la atmosfera desde la revolución industrial hasta alcanzar los niveles actuales, donde sus valores elevados suponen un riesgo para la salud humana y la vegetación, tanto natural como cultivos. El O_3 es un contaminante secundario que no se emite directamente de fuentes concretas, sino que se forma mediante una compleja química atmosférica entre sus precursores, principalmente los óxidos de nitrógeno (NO_x) y los compuestos orgánicos volátiles (COV), incluyendo el metano. Esta química atmosférica es muy dependiente de las condiciones meteorológicas; por ello, existe una estrecha relación entre los impactos del O_3 con la emisión de precursores y las condiciones ambientales.

Se espera que las emisiones antropogénicas de los precursores de O_3 en Europa disminuyan en el futuro como consecuencia de la aplicación actual de las políticas europeas y nacionales de calidad del aire, orientadas a reducir los impactos de la contaminación atmosférica, incluidos los

que produce el O₃ a nivel de la superficie. Sin embargo, hay que tener en cuenta que esta reducción de emisiones se producirá en un contexto de clima cambiante, que afectará a los procesos de formación y destrucción de O₃ troposférico; y al mismo tiempo, también afectará a las emisiones de precursores. Por ejemplo, se espera un incremento de las emisiones biogénicas (COV de origen vegetal), como sucede con el isopreno emitido por la vegetación.

En el presente estudio, se ha realizado una modelización de alta resolución de la calidad del aire (modelo CHIMERE) forzada por una simulación climática (modelo IPSL-CM5, escenario CMIP5 RCP 8,5, con un aumento dinámico de la resolución llevado a cabo por el modelo WRF), con el fin de cuantificar el efecto combinado de reducción de precursores de O₃ y de una situación climática adversa, en los impactos potenciales del O₃ considerando indicadores de riesgo para salud humana y vegetación dictados por distintos organismos internacionales (Directivas UE, Convención del Aire-ONU/CEPE, OMS-ONU). También se han realizado simulaciones adicionales bajo un clima cambiante pero manteniendo las emisiones de precursores constantes, para estimar el efecto únicamente del cambio climático en los impactos del O₃ (beneficio/penalización climática). El estudio realizado engloba el dominio de la Comunidad de Madrid, simulando dos periodos a contrastar entre el pasado (1996-2005) y el futuro (2046-2055). Las simulaciones indican una cierta penalización climática consecuencia del aumento de la concentración de O₃ en los escenarios futuros del 0,5-1%, un efecto leve en comparación con la repercusión de la reducción de emisiones de precursores, aunque disminuiría la eficacia de estas reducciones.

Los resultados sugieren que la reducción de las emisiones de precursores permitirá reducir los niveles de O₃ en torno al 2050, y cumplir con la legislación actual de la UE en materia de protección de la salud humana (valor objetivo UE) en todo el ámbito de estudio. Sin embargo, esta reducción de O₃ no será suficiente para cumplir umbrales más restrictivos que aseguren la protección de la vegetación, al incumplirse en casi una quinta parte del dominio el valor objetivo de la UE y en todo el dominio el llamado “objetivo a largo plazo” de la UE, y sobrepasándose los umbrales (niveles críticos) de la Convención del Aire para distintos tipos de vegetación. Tampoco se cumplirá el valor guía indicado por la Organización Mundial de la Salud.

PALABRAS CLAVE:

Ozono, cambio climático, impactos en la salud, impactos en los ecosistemas

INTRODUCCIÓN

A pesar de la mejora general de la contaminación atmosférica en Europa durante las últimas décadas, se siguen superando los indicadores desarrollados para la protección de la salud humana y la vegetación; por ello, la Agencia Europea de Medio Ambiente sigue considerando la contaminación atmosférica, y en concreto el ozono (O₃), como uno de los contaminantes del aire con mayor riesgo para la salud humana y ambiental.

La capacidad oxidante del O₃ afecta de forma grave a la salud de las personas y a la salud de nuestros ecosistemas y cultivos, por lo que su regulación se ha venido realizando a escala internacional a través de organismos de Naciones Unidas como la OMS y la Convención del Aire, quedando reflejada en las directivas europeas de calidad del aire. En estos foros internacionales,

se establecen los valores umbrales que no deben superarse para asegurar la protección de la salud humana y la vegetación; la superación de estos umbrales en los análisis de riesgo por O₃ supone una alerta que debe ser atendida de forma urgente.

Los impactos debidos al O₃ son especialmente difíciles de reducir debido a la contribución del transporte a larga distancia y a los complejos mecanismos fotoquímicos que conducen a su formación. En 2018, el 41% de las estaciones de control de la calidad del aire en Europa registraron valores superiores al valor objetivo dictado por la UE para la protección de la salud humana (Tabla 1) y el 96% superó el valor guía de la OMS [1]. La mayoría de estas superaciones se produjeron en el centro y sur de Europa, lo que pone de manifiesto la influencia de las temperaturas más cálidas en la formación de O₃. De hecho, 2018 fue el tercer año más cálido en Europa del que se tiene constancia, lo que explica que hubiera más superaciones del valor objetivo de O₃ en comparación con 2017 y 2019, un 20% y un 29% respectivamente.

En 2018, también el valor objetivo del indicador considerado por la UE para los impactos del O₃ en vegetación (cultivos), AOT40, se superó de forma amplia en el 57% de las estaciones de seguimiento rural de fondo de la red de calidad de aire europea. Este indicador es coincidente con el nivel crítico indicado por la Convención del Aire para la protección de cultivos y vegetación herbácea [2]; pero además la Convención incluye un indicador para bosques que se superó en el 91% de las estaciones.

En España, un análisis de la situación actual (2015-2019) mostró que el valor objetivo de la UE para la protección de la salud se superó en más del 20% de las estaciones de la red de seguimiento de la calidad del aire nacional, sobre todo en los emplazamientos rurales y suburbanos de fondo [3]. El análisis además mostró que la mayoría de las estaciones en que ha habido tendencias crecientes significativas en el número de superaciones del valor objetivo de O₃ de la UE para la protección de salud están cerca de Madrid. También en el mismo entorno peri-urbano de Madrid, se encontraron tendencias crecientes para los índices AOT40 para la protección de la vegetación herbácea, incluidos cultivos, y la forestal.

Se considera que España se encuentra en una región de Europa donde la formación de O₃ está limitada por las concentraciones de óxidos de nitrógeno (NO_x), en contraste con algunas regiones del noroeste de Europa, por ejemplo, donde la formación está limitada por los compuestos orgánicos volátiles (COV). Esto significa, que las reducciones de las emisiones de NO_x tienden a reducir la formación de O₃, dando lugar a concentraciones máximas más bajas y a una mejora de los indicadores de O₃. Sin embargo, las zonas con emisiones localmente elevadas de NO_x, como las ciudades de Madrid, Barcelona y Valencia, tienden a estar limitadas por los COV, provocando que las reducciones de las emisiones de NO_x, puedan conducir a un aumento de los niveles de O₃ para algunos indicadores en estas zonas; lo que de hecho sucede, explicando las tendencias crecientes encontradas para los indicadores de O₃ cerca de Madrid.

Las tendencias futuras de la concentración de O₃ son difíciles de estimar ya que dependen en gran medida de las emisiones futuras de NO_x y COV, tanto a nivel local como regional y global, así como de las futuras condiciones meteorológicas que a su vez se ven afectadas por los cambios potenciales en el clima. Los términos beneficio climático y penalización climática se han utilizado para describir respectivamente la disminución y el aumento potencial de O₃ que se derivarían de cambios en el clima. Los modelos del sistema terrestre (MST) o el acoplamiento de modelos climáticos globales (MCG) con modelos de química y transporte (MQT), se han utilizado para cuantificar este efecto tanto a escala global como regional. Por ejemplo, [4]

presentaron los resultados de cinco modelos del sistema terrestre y calcularon una disminución media de las concentraciones medias de O₃ a nivel mundial de aproximadamente 1 ppb por cada grado de aumento de la temperatura global, y un aumento de las concentraciones medias en las zonas más contaminadas, como el sureste de China e India, de 0,2-2 ppb °C⁻¹. A escala europea, [5] estimaron, para mediados del siglo XXI, un aumento de las concentraciones medias de O₃ en verano de entre 1-2 ppb en el sur y el centro de Europa, y una disminución de hasta 1 ppb en el norte de Europa, a partir de los resultados de nueve simulaciones acopladas de MCG-MQT. Muchos estudios de modelización regional muestran que la disminución de la concentración de O₃ resultante de la reducción de emisiones proyectada para Europa será significativamente mayor que cualquier beneficio/penalización climática, aunque un calentamiento por encima de los 3°C podría anular los beneficios de las reducciones de emisiones, por un aumento de la concentración global de metano, también un importante precursor del O₃ [6,7]. El aumento de las emisiones de COV biogénicos (COVB), procedentes de la vegetación natural y los cultivos como consecuencia del aumento de la temperatura, también podría incrementar la concentración de O₃ en un futuro [8].

La modelización global y regional no son capaces de captar efectos locales, como la influencia de las zonas urbanas limitadas por los COV, o el efecto del futuro clima local en las concentraciones de O₃, algo que se consigue mediante la aplicación de los MQT con alta resolución espacial. El empleo de este tipo de modelos es costoso desde el punto de vista computacional, especialmente porque se necesitan simulaciones multianuales para captar la variabilidad meteorológica, algo especialmente importante en el clima mediterráneo. Además, se necesitan variables meteorológicas con alta resolución para realizar las simulaciones, anidadas de alguna forma a simulaciones de los MCG, lo que también es un proceso costoso desde el punto de vista computacional. Markakis et al. [9] utilizaron los MQT CHIMERE y MATCH con datos meteorológicos consistentes con un MCG para simular las concentraciones de O₃ históricas y futuras durante 10 años consecutivos en París y Estocolmo, con resoluciones espaciales horizontales de 4 km y 1 km, respectivamente. A partir de las simulaciones para París se estimó una reducción de las concentraciones de O₃ del MDM8¹ entre finales del siglo XX y mediados del siglo XXI de hasta un 5% debido únicamente a cambios en el clima, a pesar del aumento de temperatura previsto para el futuro. La explicación de este beneficio climático es un aumento del vapor de agua que conduce a mayores tasas de destrucción del O₃. Se ha estimado también que la reducción de las emisiones de precursores en los escenarios previstos en las políticas de mejora de calidad del aire, reducirían aún más las concentraciones de O₃ en las zonas rurales que rodean la ciudad de París, pero, sin embargo, en las zonas urbanas limitadas por los COV, se estiman aumentos de la concentración de O₃ que anularían con creces el beneficio climático, provocando un aumento neto de las concentraciones de MDM8. En Estocolmo, las estimaciones de [10] a una resolución de 2 km con el MQT MATCH (acoplado a dos MCG diferentes) indicaron también un aumento general de la concentración de MDM8 en el centro de la ciudad y una disminución en las zonas periféricas, debido a la reducción de emisiones de los precursores, junto con un cierto beneficio climático para las concentraciones de O₃.

¹ Concentración máxima diaria de las medias octohorarias de O₃. Se trata del índice de O₃ que se emplea para la definición de los valores umbrales para salud humana en la OMS, la Convención del Aire y las directivas europeas de calidad del aire.

El objetivo de este estudio es estimar los cambios de concentración de O₃ esperados en una zona del centro de España (incluyendo la ciudad de Madrid), al comparar un periodo pasado (1996-2005) y uno futuro (2046-2055), en el que se combinan cambios de clima (escenario RCP 8,5) y emisiones antropogénicas consistentes con la aplicación de las actuales políticas europeas. También se quiere evaluar los diferentes impactos para la salud humana y la vegetación entre ambos periodos. Se utilizó el acoplamiento de un MCG y un MQT para analizar tanto el efecto combinado de la reducción de las emisiones de precursores de O₃ y el clima, como únicamente el impacto del clima (beneficio/penalización climática). Las simulaciones cubrieron la Comunidad Autónoma de Madrid a alta resolución espacial (aproximadamente 1 × 1 km²).

METODOLOGÍA

Simulaciones del modelo de química y transporte

Se empleó el MQT CHIMERE [11] para simular las concentraciones atmosféricas de O₃ en los periodos considerados del pasado y futuro. Se implementó un diseño de simulaciones anidadas con dominios que cubren la Península Ibérica y Baleares (SP; resolución espacial 0,01°; aprox. 10 km × 10 km), el Sistema Central de España (SISCEN, 0,03°; aprox. 3 km × 3 km) y la Comunidad Autónoma de Madrid (MAD; 0,01°; aprox. 1 km × 1 km) (Figura 1). Los datos meteorológicos utilizados para llevar a cabo las simulaciones de CHIMERE proceden del modelo WRF [12] a 10 × 10 km², que a su vez fue acoplado al modelo del sistema terrestre IPSL-CM5A [13,14], interpolando posteriormente a la resolución de cada dominio. Las emisiones antropogénicas de contaminantes atmosféricos y sus precursores se tomaron del inventario global de emisiones ECLIPSE V6b [15]. Las emisiones biogénicas de los COV se calcularon en línea (en función del clima) utilizando la parametrización MEGAN [16]. Las condiciones de contorno para el dominio de la península Ibérica se tomaron de simulaciones anteriores del modelo CHIMERE, alimentadas por la meteorología procedente del modelo IPSL [17].

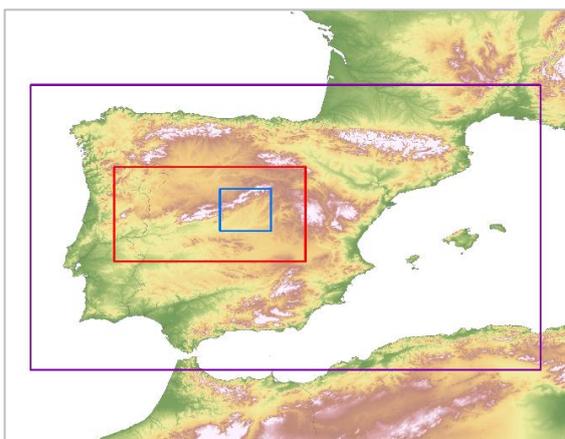


Figura 1: Los tres dominios anidados utilizados para las simulaciones de CHIMERE: SP (morado), SISCEN (rojo) y MAD (azul).

Escenarios

Las simulaciones de CHIMERE se realizaron para los periodos 1996-2005 (HIST) y 2046-2055 (FUT) utilizando el escenario de emisiones de la legislación vigente (LV) de ECLIPSE y la meteorología consistente con el escenario climático de altas emisiones de gases de efecto invernadero, RCP 8,5, del IPSL [18]. Para estimar la penalización climática, se realizaron simulaciones adicionales utilizando emisiones constantes de la LV del año 2010 y el escenario climático RCP 8,5 para los periodos 1996-2005 (HIST_LV2010) y 2046-2055 (FUT_LV2010). Las emisiones de NOx en el periodo HIST se concentran en la ciudad de Madrid y a lo largo de las principales carreteras, aunque hay algunas fuentes puntuales (fábricas de cemento y plantas de tratamiento de residuos) con grandes tasas de emisión en el sur del dominio (Figura 2). Las mayores reducciones de emisiones de NOx en el periodo FUT con respecto al HIST también se concentran en la ciudad y en las carreteras periféricas. Las emisiones de COV no metálicos (COVNM) tienen una distribución espacial y un patrón de reducción similares a los de los NOx (Figura 3). Las emisiones totales de NOx y COVNM se reducen en un 82% y un 51%, respectivamente, entre los periodos HIST y FUT. Para el escenario climático estudiado, se prevé que tanto las temperaturas medias anuales como la radiación solar aumenten en todo el dominio MAD, aunque el patrón de cambio es diferente, con los mayores aumentos de temperatura en el sureste y los mayores aumentos de radiación solar en el centro y el suroeste (Figura 4). Las temperaturas más elevadas en el periodo FUT producen un aumento de las emisiones de isopreno biogénico del 14% con respecto al periodo HIST.

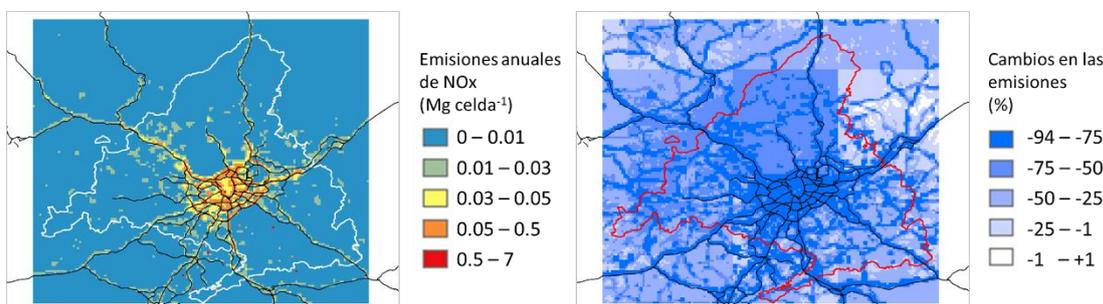


Figura 2: Mapa de las emisiones anuales de NOx en el dominio MAD para el periodo HIST (izquierda) y las reducciones de emisiones entre los periodos HIST y FUT (derecha). Las principales carreteras se muestran con las líneas negras y la línea blanca/roja indica el límite de la Comunidad Autónoma de Madrid.

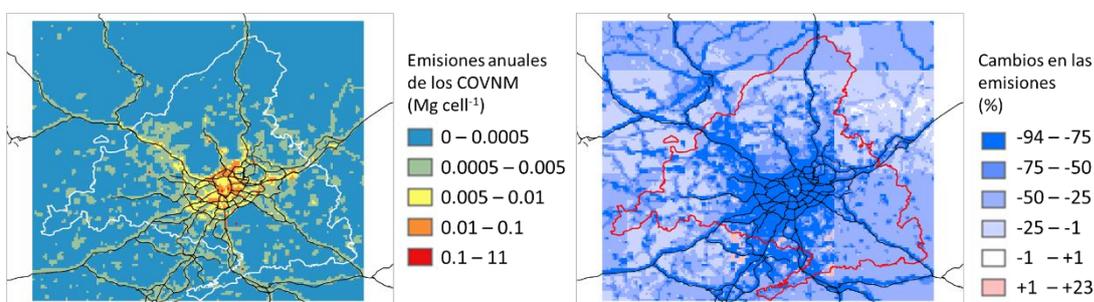


Figura 3: Mapa de las emisiones anuales de los COVNM en el dominio MAD para el periodo HIST (izquierda) y las reducciones de emisiones entre los periodos HIST y FUT (derecha). Las principales carreteras se muestran con las líneas negras y la línea blanca/roja indica el límite de la Comunidad Autónoma de Madrid.

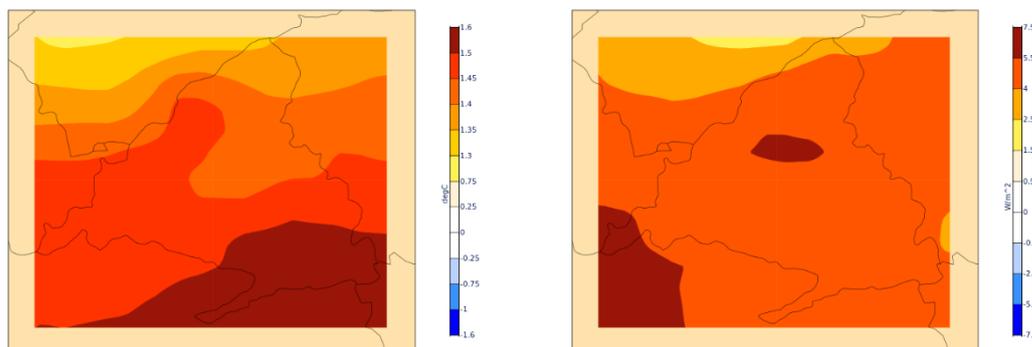


Figura 4: Aumento de la temperatura media anual (izquierda) y de la radiación solar entre los períodos HIST y FUT para el dominio MAD.

Indicadores

Para estimar los impactos pasados y futuros de las concentraciones de O₃ en la salud humana así como el cumplimiento de la política actual de calidad del aire en Europa, se utilizaron varios indicadores comúnmente empleados para el análisis de riesgo (Tabla 1). Para los impactos en la vegetación, se estimaron los valores de los indicadores basados en concentración de O₃ acumulada AOT40² (Tabla 2).

Tabla 1: Indicadores de O₃ para la protección de la salud humana (calculados a base de las concentraciones MDM8)

Valor objetivo de la UE (Directiva 2008/50/CE)	120 $\mu\text{g m}^{-3}$ 25 superaciones permitidas (media de 3 años)
Objetivo a largo plazo de la UE (Directiva 2008/50/CE)	120 $\mu\text{g m}^{-3}$ No se permiten superaciones
Valor guía de calidad del aire de la OMS [19]	100 $\mu\text{g m}^{-3}$ (percentil 99, 3-4 superaciones permitidas al año)
SOMO35 (suma de medias de O ₃ superiores a 35 ppb)	Concentración acumulada de O ₃ (suma de las MDM8 superiores a 35 ppb)

² AOT40 es un índice de exposición acumulada al O₃ específico para vegetación, expresado en $\mu\text{g m}^{-3}$ hora. Se calcula como la suma de las diferencias entre las concentraciones horarias mayores de 80 $\mu\text{g m}^{-3}$ (40 ppb) y 80 $\mu\text{g m}^{-3}$ entre las 08.00 y las 20.00 horas durante los meses de mayo a junio (Directiva 2008/50/CE)

Tabla 2: Indicadores para la protección de la vegetación (AOT40). AOT40C: índice acumulado AOT40 durante 3 meses para aplicación en cultivos y pastos anuales. AOT40F: índice acumulado AOT40 durante 6 meses para aplicación en bosques y pastos perennes.

<p>AOT40C Acumulado 3 meses entre mayo y julio. Umbrales según la UE para vegetación sin especificar tipo</p> <p>Umbrales según la Convención Aire-UNECE para cultivos y pastos anuales</p>	<p>Valor objetivo de la UE: 18000 $\mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$ Objetivo a largo plazo de la UE: 6000 $\mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$ (Directiva 2008/50/CE)</p> <p>Nivel Crítico UNECE- cultivos/pastos: 6000 $\mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$ [2]</p>
<p>AOT40F Acumulado 6 meses entre mayo y septiembre Umbrales según la Convención Aire-UNECE para bosques y pastos perennes</p>	<p>Nivel Crítico UNECE-bosques y pastos perennes: 10 000 $\mu\text{g m}^{-3}\cdot\text{h}$ [2]</p>

Reducción de escala del modelo y corrección del sesgo

Debido a las limitaciones computacionales, las simulaciones realizadas con la máxima resolución espacial (MAD) se realizaron para tres años dentro de los periodos pasado y futuro. El intervalo entre ambos periodos, pasado y futuro, que no fueron simulados, se completó mediante métodos estadísticos (véase más adelante). Para los siete años en que no se simuló el dominio MAD en los periodos pasado y futuro, se aplicó una metodología, que se explica a continuación, considerando los tres años que sí fueron simulados en dicho dominio y las simulaciones del dominio SISCEN. En primer lugar, las concentraciones de O_3 (MDM8) de SISCEN se agruparon en 10 clases, utilizando el paquete SynoptReg para R [20], asignando a cada día del periodo de simulación una de las 10 clases. A continuación, se calculó, para los días correspondientes a cada una de las clases, la concentración media de O_3 MDM8 de las simulaciones trienales de MAD, con el fin de producir "proxies" o patrones-guías, de alta resolución, que permitiesen trasladar las estimaciones de SISCEN a la resolución de MAD. Ese "proxy" fue utilizado para obtener valores den MAD [21], obteniéndose 10 años de datos de alta resolución para el dominio MAD.

Con el objetivo de corregir los sesgos del modelo debidos a las incertidumbres en los datos de emisión y las incertidumbres del propio modelo, los resultados para el periodo pasado (HIST) se corrigieron utilizando las concentraciones de O_3 observadas en las estaciones de las redes de calidad del aire dentro del dominio MAD. Se emplearon las concentraciones de MDM8 observadas en 5 estaciones de fondo rurales y 12 estaciones suburbanas y urbanas. Dado que el sesgo del modelo varía espacial y temporalmente, se calculó el sesgo medio normalizado (SMN) mensual para cada tipo de estación (rural o suburbana/urbana). También, para cada tipo de estación, se estimó un ciclo anual de sesgo, ajustando una función sinusoidal a los valores mensuales de SMN, y se derivó una función de corrección continua. A continuación, para cada celda de la cuadrícula, el MDM8 simulado se multiplicó por la suma de las dos funciones de corrección (rural y suburbana/urbana), ponderada por un índice de densidad de población (0-1). Este índice de población se calculó como la población total de cada celda del dominio MAD (censo de 2011 [22]) dividida por el valor máximo de población. La misma corrección se aplicó a

los otros tres escenarios (FUT, HIST_LV2010 y FUT_LV2010), asumiendo que esta función de corrección relativa es independiente de las emisiones y la meteorología.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Indicadores de riesgo para salud humana

Se ha estimado que las concentraciones medias anuales del índice de salud MDM8 estimadas por el modelo y corregidas por el sesgo para el periodo 1996-2005 (HIST) oscilan entre 44 y 100 $\mu\text{g m}^{-3}$, localizándose las concentraciones más altas en el sur y especialmente suroeste de la Comunidad de Madrid (CM) (Figura 5). En cambio, las concentraciones más bajas se localizan en la ciudad de Madrid y alrededor de las grandes fuentes puntuales de NOx y las vías de circulación principales (debido a la destrucción del O₃ en zonas con importantes emisiones de NOx). Este efecto se debe a su régimen especial de limitación de O₃ por COV en esta zona; resultados muy similares a los encontrados por [23] en París. Los resultados indican que bajo el escenario futuro de cambio climático más adverso (IPCC RCP 8,5) y una reducción mantenida de emisiones de acuerdo a las políticas de la EU, las concentraciones medias de MDM8 disminuirían por debajo de 90 $\mu\text{g m}^{-3}$ para el periodo 2046-2055 (FUT), aunque se estiman algunos aumentos de hasta el 32% en zonas de baja concentración actual de O₃ como el centro de la ciudad y en las cercanías de fuentes puntuales de NOx. La disminución media en 2050 del índice de salud MDM8 en el dominio es de aproximadamente un 8%. La menor reducción de las concentraciones de O₃ con respecto a las reducciones de las emisiones de precursores se debe al complejo mecanismo fotoquímico del O₃ y los cambios en las concentraciones de fondo y emisiones biogénicas.

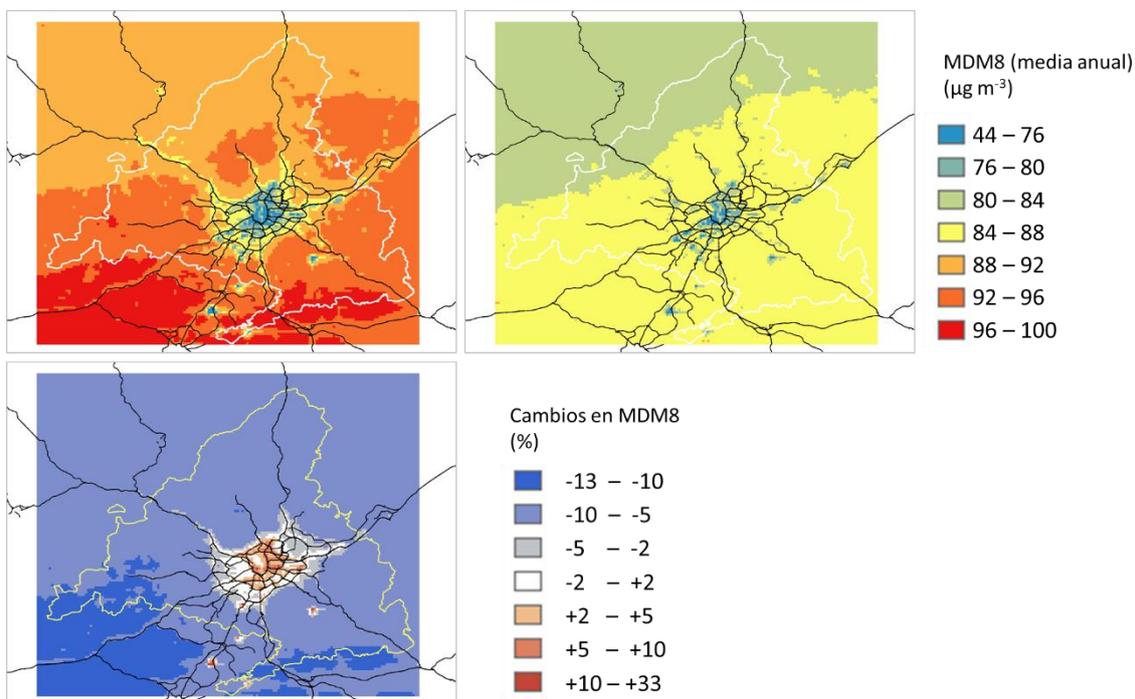


Figura 5: Concentraciones medias anuales de MDM8 para los escenarios HIST (arriba a la izquierda) y FUT (arriba a la derecha) bajo la combinación de cambio climático y reducción de emisiones y el porcentaje de cambio entre ambos escenarios (abajo).

La modelización señala que el valor objetivo de salud para el O_3 MDM8 de $120 \mu\text{g m}^{-3}$ que no debe superarse más de 25 días al año, se ha superado de media 125 días al año durante el periodo HIST considerado; de nuevo con el mayor número de superaciones en el sur y suroeste del dominio (Figura 6). Sin embargo, bajo el escenario combinado de cambio climático y reducción de emisiones, el número de superaciones del índice de salud MDM8 se reduce drásticamente, un 87% de media, en el periodo FUT en todo el dominio; aunque en algunas celdas, con muy pocas superaciones y cerca de grandes fuentes puntuales, se estima un ligero incremento. El número de superaciones del umbral del índice de salud MDM8 de la OMS ($100 \mu\text{g m}^{-3}$ con un máximo de 4 superaciones al año permitidas) también experimenta una mejora (reducción de 35% de media), aunque menos rotunda que el umbral de la UE (datos no presentados). Sin embargo, de forma prácticamente generalizada para todo el dominio de la CM, las recomendaciones de la OMS que se incumplen para el periodo histórico, siguen incumpléndose de forma rotunda en el periodo futuro en torno al 2050. Por tanto, aun bajo las restricciones de emisiones establecidas en las políticas ambientales de UE, no se conseguiría alcanzar el objetivo de salud más estricto indicado por la OMS para O_3 en el 2050.

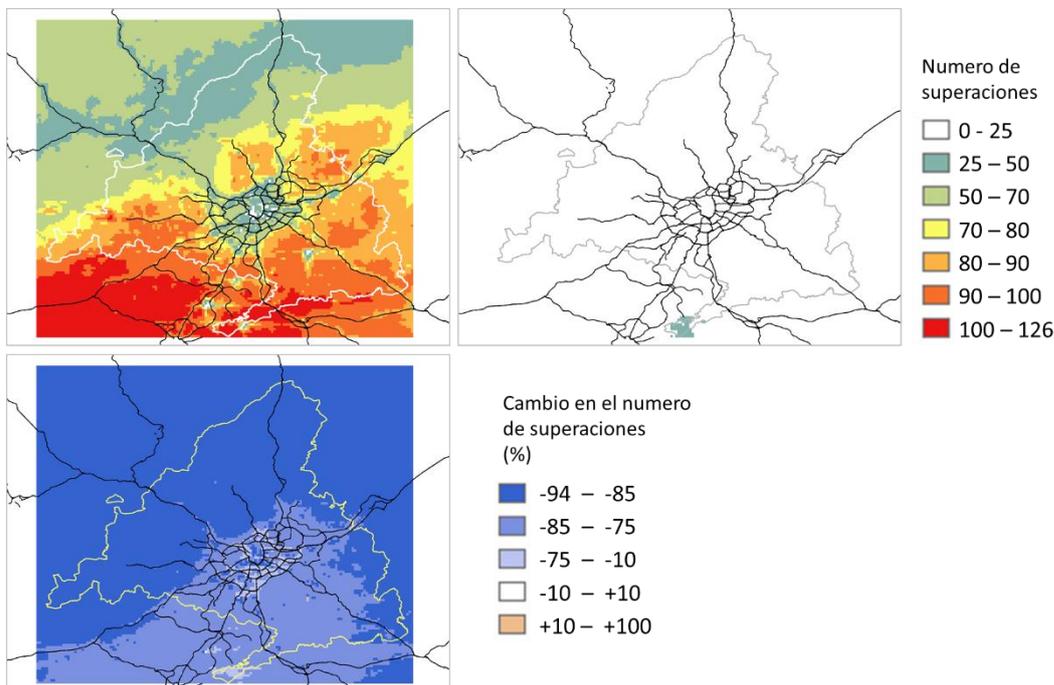


Figura 6: Número de superaciones del valor objetivo de la UE para las concentraciones de O₃ calculadas según el índice de salud MDM8 (120 µg m⁻³) en los escenarios HIST (arriba a la izquierda) y FUT (arriba a la derecha) bajo la combinación de cambio climático y reducción de emisiones y cambio porcentual entre ambos escenarios (abajo).

En cuanto al índice de salud SOMO35, los resultados indican que entre los periodos HIST y FUT, este indicador se reduce en la práctica totalidad del dominio (excepto en unas pocas celdas cercanas a grandes fuentes puntuales) en una media del 32% (Figura 7). Esta reducción es similar a la reducción del 30% obtenida por [24] en toda Europa respecto al valor a principios del siglo XXI. Aunque se espera que SOMO35 aumente en la ciudad de Madrid, el beneficio potencial de la reducción de las concentraciones de NO₂ superaría el aumento de los impactos en la salud debido a O₃ [25].

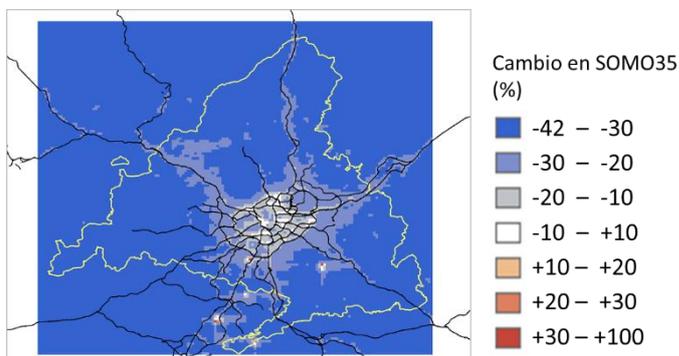


Figura 7: Cambio porcentual del indicador de salud SOMO35 entre los escenarios HIST y FUT bajo la combinación de cambio climático y reducción de emisiones.

Cuando las simulaciones se realizan bajo un escenario de emisiones constantes sin restricción, los resultados indican que, solo bajo la influencia del cambio, se produciría un aumento medio

TÍTULO

del 0,5% en las concentraciones medias de MDM8 (equivalente a $0,5 \mu\text{g m}^{-3}$), con los mayores incrementos en el sur y el sureste del dominio (Figura 8). Este escenario, aumentaría las superaciones del valor objetivo para el O_3 en un término medio del 3%. Las simulaciones sugieren que SOMO35 también aumentará en todo el dominio, con un incremento medio de alrededor del 1%. Es difícil comparar estos valores con los resultados de estudios anteriores debido a los diferentes indicadores, escenarios climáticos y períodos de análisis considerados en los diferentes estudios. Por ejemplo, [26], estimaron el impacto climático en las concentraciones medias de verano a mediados del siglo XXI bajo un escenario climático ligeramente más frío (SRES A1B), obteniendo para el centro de España un aumento de aproximadamente 1 ppb. Estos valores sugieren que los resultados del presente estudio están en la línea con los trabajos anteriores. Sin embargo, existen incertidumbres considerables respecto al impacto del clima futuro en los niveles de O_3 , especialmente en lo que se refiere al papel de las concentraciones globales de sus precursores como el metano y el aumento de las emisiones de los COV, especialmente el isopreno, por el aumento de temperaturas. Estos efectos deben estudiarse con más detalle en futuros trabajos.

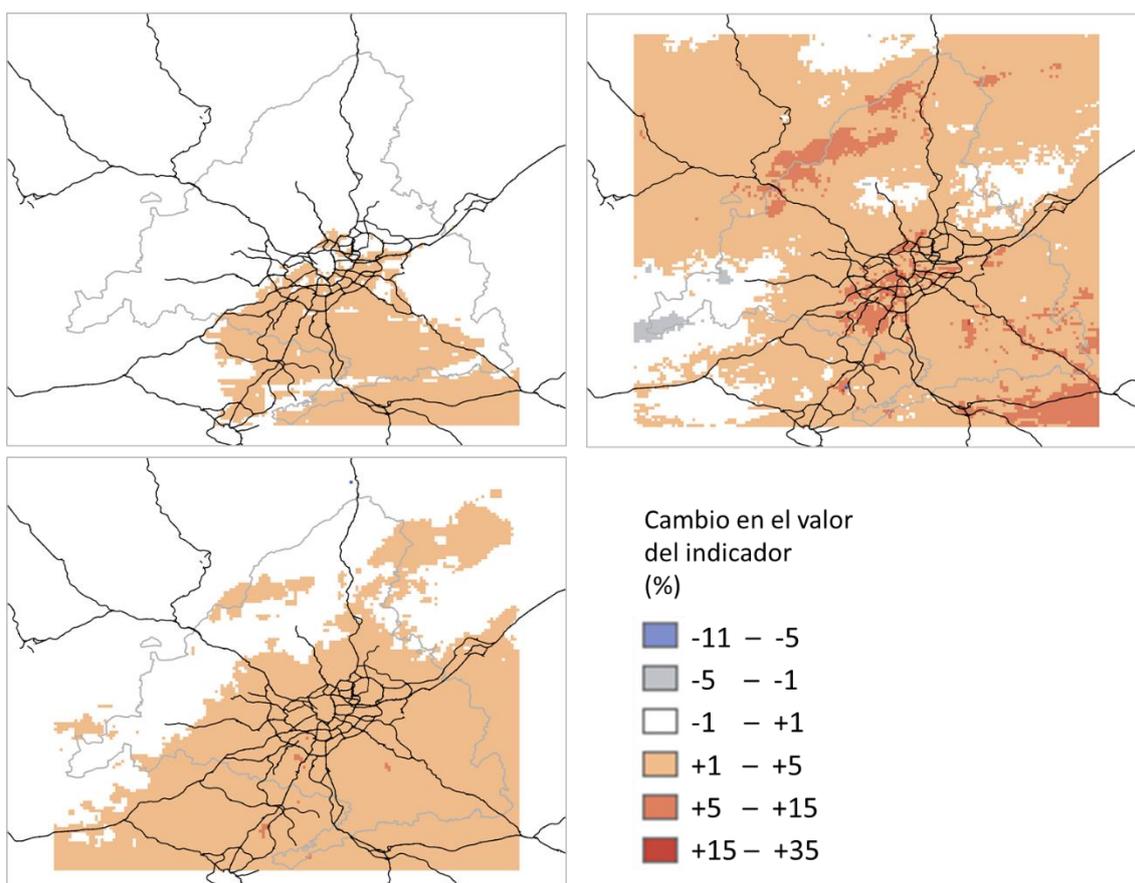


Figura 8: Cambio porcentual en los valores de los indicadores entre los escenarios histórico y futuro bajo la combinación de cambio climático y emisiones constantes para las concentraciones medias anuales de MDM8 (arriba a la izquierda), superaciones del valor objetivo de la UE (arriba a la derecha) y SOMO35 (abajo).

Indicadores de riesgo para vegetación

Los resultados indican que, bajo el escenario futuro de cambio climático más adverso (IPCC RCP 8,5) y una reducción mantenida de emisiones de acuerdo a las políticas de la UE: AOT40C, disminuirá sustancialmente en todo el dominio, un 57% por término medio, entre los periodos HIST y FUT (Figura 9). Para el período HIST considerado, todo el dominio supera el valor objetivo de la UE (18 000 $\mu\text{g m}^{-3}\text{h}$ acumulados durante 3 meses), mientras que se prevé que sólo el 18% del dominio superará este índice en el periodo FUT. En cuanto al objetivo a largo plazo que establece la UE (6000 $\mu\text{g m}^{-3}\text{h}$), se trata de un objetivo que no se podrá alcanzar en 2050; incluso bajo las restricciones de emisiones de la UE, este umbral se seguirá superando en el periodo futuro en todo el dominio de la CM.

Se prevé que el indicador AOT40F de UNECE más propio de especies perennes y desarrollado para la protección de bosques y pastos perennes, disminuya en el periodo FUT de forma similar al AOT40C, un 55%, por término medio (datos no presentados). Sin embargo, el nivel crítico UNECE de 10 000 $\mu\text{g m}^{-3}\text{h}$ que se supera en todo el dominio de la CM en el periodo HIST, se seguirá superando en el FUT, dada la mayor extensión del período de exposición que considera este índice respecto al AOT40C y su umbral inferior respecto al valor objetivo de la UE para la vegetación.

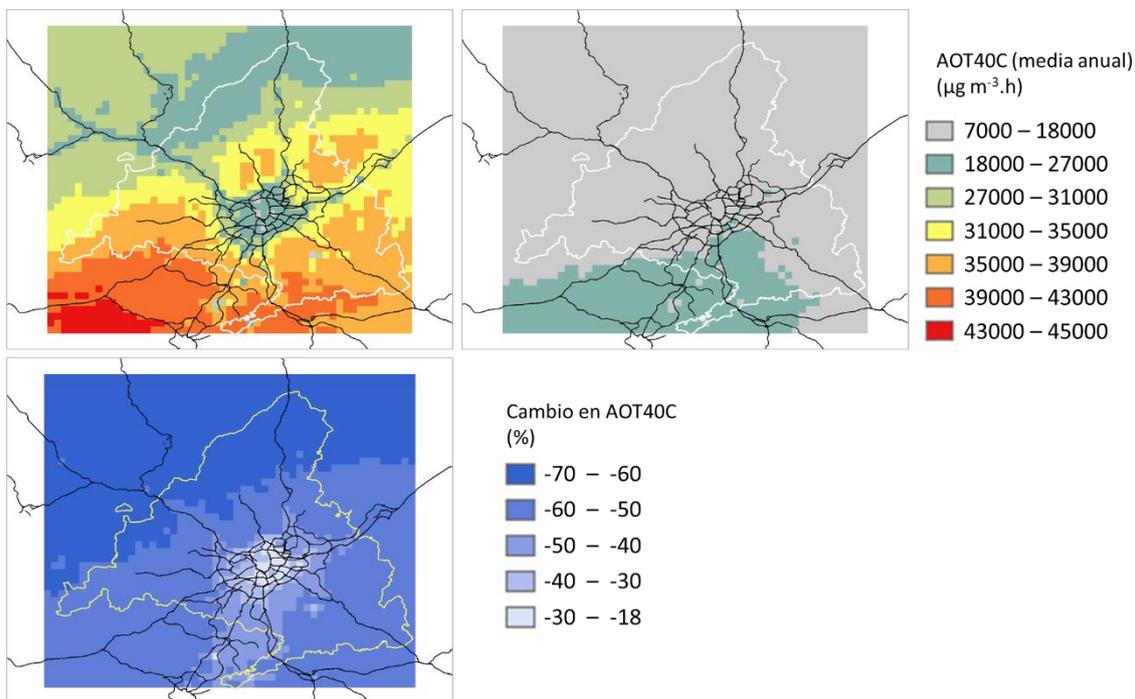


Figura 9: Valores medios anuales del indicador AOT40C para los escenarios HIST (arriba a la izquierda) y FUT (arriba a la derecha) bajo la combinación de cambio climático y reducción de emisiones y cambio porcentual entre ambos escenarios (abajo)

Cuando se realiza una simulación del efecto del cambio climático en los índices de riesgo de vegetación, considerando las emisiones constantes, el modelo prevé que el cambio climático aumente ligeramente la AOT40C en el sureste y la disminuya en el resto del dominio (Figura 10).

Sin embargo se producirá un aumento del índice AOT40F en todo el dominio, con los mayores incrementos en el sureste.

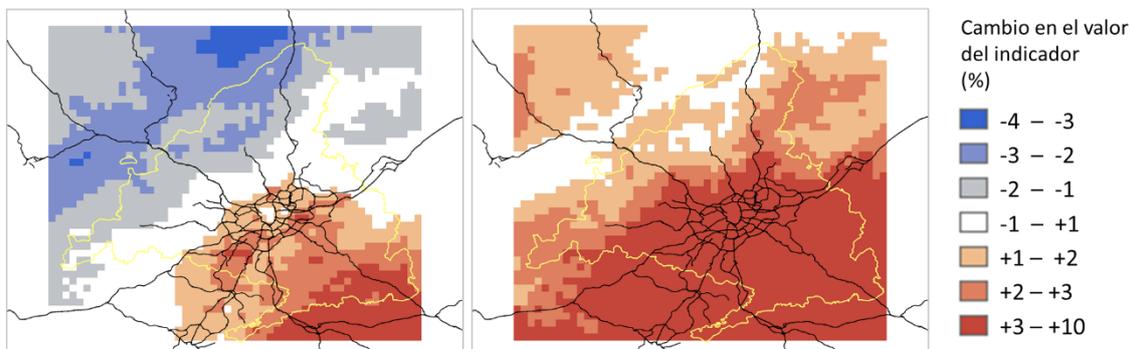


Figura 10: Porcentaje de cambio de los indicadores AOT40C (izquierda) y AOT40F (derecha) entre los escenarios entre los escenarios HIST y FUT con emisiones constantes.

Los resultados de las simulaciones para los escenarios bajo la combinación de cambio climático y reducción de emisiones están en consonancia con los de [24], que predicen una reducción de los valores medios de AOT40C y la AOT40F del 40% y el 35%, respectivamente, en toda Europa entre 2005 y 2030. Klingberg et al. [27], también estimaron los cambios esperables en el índice AOT40 para Europa entre finales del siglo XX y mediados del XXI utilizando el acoplamiento off-line de los modelos ECHAM5 y MATCH, encontrando cambios en AOT40 (C y F) dentro del rango 50-80% para el centro de España, aunque en este caso considerando un escenario de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero más ambicioso (RCP 4,5).

La reducción prevista en los niveles de O₃ futuros, permiten limitar la superación del valor objetivo para la protección de la vegetación establecido en la Directiva UE (18 000 µg m⁻³.h acumulados durante 3 meses), que pasa de superarse en todo el territorio de la CM en el periodo actual, a solo superarse en el 18% del dominio en el periodo futuro analizado en torno a 2050, poniendo de manifiesto la importancia de reducir las emisiones para alcanzar umbrales más saludables para la vegetación, ya que estas reducciones no se alcanzan en los escenarios que consideran solo el cambio climático.

Sin embargo, cuando se considera el indicador más restrictivo de la UE para la protección de la vegetación, denominado como “objetivo a largo plazo”, pero en vigor desde 2020 (6000 µg m⁻³.h acumulados durante 3 meses), incluso la aplicación estricta de las restricciones de emisiones no permitirá alcanzar este valor umbral en 2050, que seguirá superándose en el periodo futuro dentro del dominio completo de la CM. Este índice se considera en el marco de la Convención del Aire-UNECE, un índice más apropiado para la protección de vegetación de ciclo de crecimiento anual (cultivos, pastos anuales) y su superación se relaciona con la pérdida de producción y calidad de grano de cultivos cerealistas clave para la seguridad alimentaria como el trigo [2,28]. La superación de este índice AOT40C en 2050 incrementará el riesgo en el futuro de perder al menos un 5% de la producción de trigo. Además, se trata del índice de riesgo aplicable a pastizales anuales mediterráneos, característicos por su biodiversidad florística y su elevado valor de conservación [2,29]. Su superación también aumenta el riesgo en 2050 de provocar una pérdida de las especies más sensibles al O₃ dentro de las comunidades pascícolas de dehesa, especialmente los tréboles anuales, y afectar la calidad nutritiva de estos pastos para

forraje ganadero [2,29]; por tanto la superación del umbral de $6000 \mu\text{g m}^{-3}$ en 2050, es un indicativo de riesgo para dos de los servicios ecosistemas que nos brinda esta comunidad pascícola que ocupa buena parte de la zona centro peninsular, la conservación de su biodiversidad y su capacidad para la alimentación ganadera

La reducción prevista en los valores del indicador AOT40F, desarrollado para especies perennes en el marco de la Convención del Aire-UNECE no es suficiente para evitar la superación de los umbrales definidos para este tipo de vegetación de $10\ 000 \mu\text{g m}^{-3}\text{h}$. La mayor extensión del período de exposición que considera este índice respecto al AOT40C y su umbral inferior respecto al valor objetivo de la UE para la vegetación explicaría su menor cumplimiento en el futuro. La superación de este valor en el futuro supone un riesgo para la salud de especies forestales o herbáceas perennes en el territorio completo de la CM. Esta situación puede afectar el crecimiento de las especies forestales y pastos perennes de la zona, provocando una reducción de su crecimiento al menos del 10% [2,30].

El ejercicio de modelización de alta resolución realizado, señala, por tanto, una situación poco optimista para el desarrollo de una vegetación saludable en la CM en 2050, situándola, en su conjunto, en riesgo por los niveles de O_3 elevados, a pesar de la reducción significativa del contaminante como consecuencia de la restricción de emisiones. Sin embargo, hay que considerar que el AOT40 es un indicador de riesgo por O_3 basado en una métrica de concentración del contaminante en aire, que con frecuencia sobreestima los daños en cultivos y vegetación al no tener en cuenta la cantidad de O_3 que realmente ha absorbido la planta, responsable directa de los impactos que provoca este contaminante [2].

La absorción del O_3 por las plantas se realiza a través de los poros estomáticos de las superficies vegetales verdes, durante el intercambio gaseoso que realiza la planta para la fijación de CO_2 durante el proceso de la fotosíntesis: cuanto mayor sea la actividad fisiológica, mayor será la apertura estomática y más activa la fotosíntesis, pero también mayor será la absorción de O_3 . La actividad de la planta y la apertura de estos poros estomáticos, se regulan por las condiciones ambientales en las que crece la planta: temperatura, humedad del aire, radiación solar, la disponibilidad de agua en el suelo; junto con otros factores como el estado de desarrollo de la planta (fenología) o su estado nutricional. De forma, que los niveles de O_3 en aire pueden ser elevados, pero, dependiendo de las condiciones ambientales, el O_3 puede no ser absorbido por la planta y no causar efectos directos. Esta situación, es especialmente importante en las áreas que con frecuencia se encuentran en situación de déficit hídrico, caso de gran parte del territorio peninsular durante la primavera tardía o el verano (vegetación natural y cultivos de secano). La reducción de precipitaciones y el aumento de temperatura, provocan una reducción del agua disponible para la planta en el suelo, y un cierre estomático para evitar la pérdida de agua por transpiración; la planta reduce su actividad fisiológica con ello, pero al tiempo cierra la vía de entrada del O_3 hacia el interior vegetal, lo que conllevará una reducción de la captación de O_3 y, por tanto, una reducción del daño potencial por O_3 [31,32].

Los índices tipo AOT40 no tienen en cuenta la importancia del comportamiento fisiológico de la planta que determina la absorción estomática del contaminante, y por tanto la dosis real de O_3 que penetra al interior vegetal. Un enfoque más realista implica el empleo de índices de riesgo para O_3 basados en la dosis real del contaminante absorbida por la vegetación. Este tipo de índices de mayor complejidad, implican el cálculo de la dosis de O_3 absorbido o fitotóxico, llamado POD por sus siglas en inglés (*Phytotoxic Ozone Dose*), que modela la captación de O_3

TÍTULO

por la vegetación en función de las condiciones ambientales y de la propia planta que afectan a su apertura estomática [2]; su aplicación en el área de la CM permitiría análisis de riesgo y cuantificación de daños más certeros que los basados en el índice AOT40, que sin embargo siguen en vigor en la directiva europea.

En el marco de la Convención del Aire, se han desarrollado indicadores de riesgo por O₃ basados en POD, considerando umbrales de dosis de O₃ absorbida específicos para cada tipo de vegetación y cultivo [2]; actualmente se está trabajando en el cálculo de este tipo de índices para los dominios actuales y futuros considerados en este estudio. Klingberg et al. [26] calcularon los cambios en los índices AOT40F y POD1 (considerando valores acumulados por encima del umbral de 1 nmol m⁻² s⁻¹ recomendado para especies forestales), en escenarios futuros de cambio climático. Los resultados prevén una disminución de ambos índices, aunque POD1 se reduce de forma más progresiva al ser más sensible a las concentraciones de O₃ bajas y medias, que en el escenario futuro considerado se reducen en menor grado que las concentraciones elevadas. Los cambios fenológicos de la vegetación provocados por el cambio climático, pueden también afectar a esta absorción de O₃. Klingberg et al. [26] destacan que un clima más cálido puede ampliar el periodo en el que la vegetación es sensible al O₃ favoreciendo el aumento potencial del impacto de este contaminante; su estima indica un aumento de 10 días para las especies forestales italianas durante un periodo de 50 años.

En su conjunto, los resultados sugieren que las concentraciones futuras de O₃ se reducirán en 2050 y mejoraran los índices de riesgo analizados pero sin conseguir alcanzar plenamente los objetivos de mejora. En cuanto a vegetación, no se conseguirá alcanzar el denominado “objetivo a largo plazo” que debería estar cumpliéndose desde 2020, ni tampoco los umbrales de protección de la Convención del Aire para los distintos tipos de vegetación. En 2050, se cumplirán los objetivos de salud de la UE, pero no el valor guía actual de la OMS para la salud humana. Estos resultados ponen de manifiesto la dificultad de alcanzar los objetivos de calidad del aire a largo plazo para el O₃ en Europa.

CONCLUSIONES

Este estudio muestra que la modelización plurianual de alta resolución espacial puede utilizarse para estimar los cambios en las concentraciones de ozono (O₃) troposférico entre periodos pasados y futuros y evaluar los beneficios potenciales de la política de calidad del aire sobre los impactos en la salud humana y la vegetación. Los resultados de la simulación, con un escenario climático adverso, sugieren que, aunque la política actual reduciría las concentraciones máximas diarias de las medias octohorarias lo suficiente para que a mediados del siglo XXI se cumpla en el centro de España el valor objetivo actual de la UE para la protección de la salud, las reducciones no serían suficientes para cumplir ni el objetivo a largo plazo de la UE ni el valor guía de la OMS. Del mismo modo, en lo que respecta a los impactos sobre la vegetación, la reducción de emisiones de precursores de O₃ en virtud de la legislación actual reduciría los valores de AOT40C por debajo del valor objetivo actual de la UE en la mayor parte del dominio estudiado, pero no serían suficientes para cumplir el objetivo a largo plazo de la UE ni para reducir la exposición al O₃ por debajo del nivel crítico para la protección de los bosques. En la región estudiada, se prevé que los cambios en el clima que marca el escenario adverso, RCP 8,5, llevarían a mayores impactos del O₃, aunque estos impactos se verían contrarrestados por los considerables beneficios de la disminución del O₃ esperada por las reducciones de las emisiones

de precursores. De todos modos, sería necesario el estudio de otros factores, como el papel del aumento de las concentraciones globales de metano en un clima más cálido o el efecto del aumento de las temperaturas en las emisiones biogénicas de precursores del O₃.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación (en el marco del proyecto BioDiv-Support) fue financiada a través de la convocatoria conjunta de propuestas de investigación 2017-2018 de Belmont Forum y BiodivERsA, en el marco del programa BiodivScen ERA-Net COFUND, y con las organizaciones de financiación AKA (Academia de Finlandia contrato nº 326328), ANR (ANR-18-EBI4-0007), BMBF (KFZ: 01LC1810A), FORMAS (contrato nº 2018-02434, 2018-02436, 2018-02437, 2018-02438) y MICINN (a través de APCIN). La participación del CIEMAT ha sido financiada por la Agencia Estatal de Investigación del Ministerio de Ciencia e Innovación a través de APCIN (Proyecto PCI2018-093149).

BIBLIOGRAFIA

- [1] European Environment Agency: Air quality in Europe — 2020 report, Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2020. ISSN 1977-8449.
- [2] CLRTRP, Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends. Chapter 3: Mapping critical levels for vegetation (Mills G) (2017)
- [3] Massagué, J., Escudero, M., Alastuey, A., Mantilla, E., Monfort, E., Gangoiti, G., ... & Querol, X. Contrasting 2008-2019 Trends in Tropospheric Ozone in Spain. Disponible en: SSRN 4103368.
- [4] [4] Zanis, P., Akritidis, D., Turnock, S., Naik, V., Szopa, S., Georgoulias, A. K., ... & van Noije, T. (2022). Climate change penalty and benefit on surface ozone: a global perspective based on CMIP6 earth system models. *Environ. Res. Lett.*, 17(2), 024014.
- [5] Colette A, Andersson C, Baklanov A, Bessagnet B, Brandt J, Christensen J H and Young P 2015 Is the ozone climate penalty robust in Europe? *Environ. Res. Lett.* 10 084015.
- [6] Fortems-Cheiney, A., Foret, G., Siour, G., Vautard, R., Szopa, S., Dufour, G., et al.(2019). A 3 °C global RCP8.5 emission trajectory cancels benefits of European emission reductions on air quality. *Nat. Commun.* 8, 89.
- [7] Jaidan, N., El Amraoui, L., Attié, J. L., Ricaud, P., & Dulac, F. (2018). Future changes in surface ozone over the Mediterranean Basin in the framework of the Chemistry-Aerosol Mediterranean Experiment (ChArMEx). *Atmos. Chem. Phys.*, 18(13), 9351-9373.
- [8] Langner, J., Engardt, M., Baklanov, A., Christensen, J. H., Gauss, M., Geels, C., ... & Zakey, A. (2012). A multi-model study of impacts of climate change on surface ozone in Europe. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(21), 10423-10440.

- [9] K. Markakis, M. Valari, A. Colette, O. Sanchez, O. Perrussel, C. Honore, R. Vautard, Z. Klimont, S. Rao. Air quality in the mid-21st century for the city of Paris under two climate scenarios; from the regional to local scale. *Atmos. Chem. Phys.*, 14 (2014), pp. 7323-7340
- [10] Gidhagen, Lars, Magnuz Engardt, Boel Lövenhelm, and Christer Johansson. 2012. Modeling Effects of Climate Change on Air Quality and Population Exposure in Urban Planning Scenarios. *Advances in Meteorology 2012*: 1 – 12.
- [11] Menut, L.; Bessagnet, B.; Khvorostyanov, D.; Beekmann, M.; Blond, N.; Colette, A.; Coll, I.; Curci, G.; Foret, G.; Hodzic, A.; et al. CHIMERE 2013: A model for regional atmospheric composition modelling. *Geosci. Model Dev.* 2013, 6, 981–1028.
- [12] Skamarock WC, Klemp JB, Dudhia J, Gill DO, Barker DM, Duda M, Huang X, Wang W, Powers J (2008) A description of the advanced research WRF Version 3, Mesoscale and Microscale Meteorology Division. National Center for Atmospheric Research, Boulder, Colorado, USA 88:7–25.
- [13] Dufresne JL, Foujols MA, Denvil S, Caubel A, Marti O, Aumont O, Balkanski Y, Bekki S, Bellenger H, Benschila R, et al (2013) Climate change projections using the IPSL-CM5 Earth System Model: from CMIP3 to CMIP5. *Clim Dyn* 40(9-10):2123–2165.
- [14] Marti O, Braconnot P, Dufresne JL, Bellier J, Benschila R, Bony S, Brockmann P, Cadule P, Caubel A, Codron F et al (2010) Key features of the IPSL ocean atmosphere model and its sensitivity to atmospheric resolution. *Clim Dyn* 34(1):1–26.
- [15] <https://previous.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/ECLIPSEv6b.html>
- [16] Guenther, A., Karl, T., Harley, P., Wiedinmyer, C., Palmer, P. I., and Geron, C.: Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature), *Atmos. Chem. Phys.*, 6, 3181–3210.
- [17] Menut L, Tripathi OP, Colette A, Vautard R, Flaounas E, Bessagnet B (2013) Evaluation of regional climate simulations for air quality modelling purposes. *Clim Dyn* 40(9–10):2515–2533.
- [18] Taylor KE, Stouffer RJ, Meehl GA (2012) An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bull Am Meteorol Soc* 93(4):485–498.
- [19] World Health Organization. (2021). WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization.
- [20] Lemus-Canovas, M., Lopez-Bustins, J. A., Martin-Vide, J., & Royé, D. (2019). synoptReg: An R package for computing a synoptic climate classification and a spatial regionalization of environmental data. *Environmental modelling & software*, 118, 114-119.
- [21] Theobald, M. R., Simpson, D., and Vieno, M. Improving the spatial resolution of air-

quality modelling at a European scale - Development and evaluation of the Air Quality Re-gridder Model (AQR v1.1). *Geosci. Model Dev.*, 9 (12) (2016), pp. 4475-4489

- [22] https://www.ine.es/censos2011_datos/cen11_datos_resultados_rejillas.htm
- [23] Markakis, K., Valari, M., Engardt, M., Lacressonniere, G., Vautard, R., & Andersson, C. (2016). Mid-21st century air quality at the urban scale under the influence of changed climate and emissions—case studies for Paris and Stockholm. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(4), 1877-1894.
- [24] Colette, A., Granier, C., Hodnebrog, Ø., Jakobs, H., Maurizi, A., Nyiri, A., ... & Vrac, M. (2012). Future air quality in Europe: a multi-model assessment of projected exposure to ozone. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(21), 10613-10630.
- [25] Gamarra, A.R.; Lechón, Y.; Vivanco, M.G.; Garrido, J.L.; Martín, F.; Sánchez, E.; Theobald, M.R.; Gil, V.; Santiago, J.L. Benefit Analysis of the 1st Spanish Air Pollution Control Programme on Health Impacts and Associated Externalities. *Atmosphere* 2021, 12, 32.
- [26] Colette, A., Bessagnet, B., Vautard, R., Szopa, S., Rao, S., Schucht, S., ... & Rouil, L. (2013). European atmosphere in 2050, a regional air quality and climate perspective under CMIP5 scenarios. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(15), 7451-7471.
- [27] Klingberg, J., Engardt, M., Karlsson, P. E., Langner, J., & Pleijel, H. (2014). Declining ozone exposure of European vegetation under climate change and reduced precursor emissions. *Biogeosciences*, 11(19), 5269-5283.
- [28] Pleijel, H., Danielsson, H., Ojanperä, K., De Temmerman, L., Högy, P., Badiani, M., & Karlsson, P. E. (2004). Relationships between ozone exposure and yield loss in European wheat and potato—a comparison of concentration-and flux-based exposure indices. *Atmospheric Environment*, 38(15), 2259-2269.
- [29] 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.
- [30] Alonso, R., Elvira, S., González-Fernández, I., Calvete, H., García-Gómez, H., & Bermejo, V. (2014). Drought stress does not protect *Quercus ilex* L. from ozone effects: Results from a comparative study of two subspecies differing in ozone sensitivity. *Plant Biology*, 16(2), 375-384.
- [31] González-Fernández, I., Bermejo, V., Elvira, S., Sanz, J., Gimeno, B. S., & Alonso, R. (2010). Modelling annual pasture dynamics: Application to stomatal ozone deposition. *Atmospheric Environment*, 44(21-22), 2507-2517.
- [32] González-Fernández, I., Sanz, J., Calvete-Sogo, H., Elvira, S., Alonso, R., & Bermejo-Bermejo, V. (2017). Validation of ozone response functions for annual Mediterranean pasture species using close-to-field-conditions experiments. *Environmental Science*

TÍTULO

and Pollution Research, 24(34), 26259-26268.