

CONAMA 2020

CONGRESO NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE

Proyecto Retos-AIRE

Reducción de la contaminación atmosférica para el soporte de políticas medioambientales de mejora de la calidad del aire





Autor Principal: Ana R. Gamarra (CIEMAT)

Otros autores: Yolanda Lechón (CIEMAT), Marta G. Vivanco (CIEMAT), Juan Luis Garrido (CIEMAT), Fernando Martín (CIEMAT), Eugenio Sánchez (CIEMAT), Mark Theobald (CIEMAT), Victoria Gil (CIEMAT), José Luis Santiago (CIEMAT), Angelines Alberto (CIEMAT), Almudena Bailador (CIEMAT).

TÍTULO: PROYECTO RETOS-AIRE: REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA PARA EL SOPORTE DE POLÍTICAS MEDIOAMBIENTALES DE MEJORA DE LA CALIDAD DEL AIRE

Retos-AIRE Project. Air pollution mitigation actions for environmental policy support. Air quality multiscale modelling and evaluation of health and vegetation impacts



RESUMEN

El proyecto desarrolla el soporte científico para apoyar la toma de decisiones en el ámbito de mejora de la calidad del aire mediante la evaluación de medidas de reducción de la contaminación contempladas en planes y protocolos nacionales actuales, en directivas europeas, en el Programa de Nacional de Control de la Contaminación Atmosférica (PNCCA) y en el Plan Nacional Integrado Energía y Clima 2021-2030, así como otras medidas locales dirigidas a entornos urbanos (regulación del tráfico en ciudades, etc.). El eje central es la **modelización multiescalar de la calidad del aire**, a partir de cuyos resultados es posible evaluar los impactos en **salud** y en los **ecosistemas**.

Los impactos de la calidad del aire en la **salud** se estiman utilizando las concentraciones estimadas por un modelo de calidad del aire y las funciones de concentración-respuesta (CRF) que relacionan la exposición con el efecto en la salud, específicamente causada por la exposición a material particulado (PM), dióxido de nitrógeno (NO₂) y ozono (O₃). Existen una serie de funciones concentración –respuesta (CRF) recomendadas por la Organización Mundial de la Salud (OMS), frecuentemente utilizadas en el marco del Análisis Coste-Beneficio. Los resultados del impacto en la salud se calculan en términos de mortalidad y morbilidad. Finalmente, mediante técnicas de valoración y monetización de estos impactos se calculan los costes externos asociados a los diferentes escenarios resultantes de la implementación de las medidas de reducción de la contaminación, para realizar el Análisis Coste-Beneficio. Los escenarios analizados son dos: un paquete de medidas CME2030 y un paquete de medidas adicionales, CMA2030, y el escenario base es 2016.

En este trabajo centramos en los resultados obtenidos sobre el impacto en salud de los escenarios CME2030 y CMA2030 contemplados en el PNCCA. En comparación con el año de referencia considerado, 2016, se ha encontrado una mejora en los efectos en salud de NO₂, PM₁₀ y PM_{2.5}, mientras que para el O₃ se produce un ligero empeoramiento debido principalmente al aumento del de la métrica de O₃, SOMO35, que presenta valores más altos sobre las áreas urbanas de Madrid y Barcelona en CMA2030. A pesar de ello, la valoración monetaria de los efectos totales en la salud en su conjunto muestra unos beneficios externos por la adopción de medidas (CME2030) respecto al escenario de referencia de 17200 M€, y considerando las adicionales (CMA2030) se estiman en más de unos 58100 M€ (enfoque VSL).

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

La contaminación atmosférica se considera el mayor riesgo para la salud ambiental en Europa. La Agencia Europea de Medio Ambiente considera la contaminación del aire como el principal factor ambiental que impulsa las enfermedades, con alrededor de 400,000 muertes prematuras atribuidas a la contaminación del aire ambiental anualmente en la Unión Europea [1]. Muchas de las emisiones de contaminantes que afectan de forma directa a la salud también tienen impactos negativos en la vegetación y los ecosistemas, y las medidas para mitigar sus efectos presentan además ventajas en la lucha contra el cambio climático y otros impactos ambientales. Concretamente, el sector de la energía o del transporte son importantes contribuyentes a los gases de efecto invernadero y otros contaminantes del aire, por lo que la calidad del aire en Europa se verá fuertemente influenciada por las políticas relacionadas con los paquetes de medidas de energía y clima. En este sentido, los objetivos de políticas para alcanzar la descarbonización de los sectores clave afectarán a los niveles de contaminación del aire.

En este contexto, el proyecto pretende ofrecer un soporte científico a los gestores de la calidad del aire mediante la evaluación de medidas para la mejora de la calidad del aire, entre ellas, las de reducción de emisiones en el reciente PNCCA, que incluye ocho paquetes de medidas [2].

El proyecto afronta el objetivo general desde dos perspectivas:

- Una **perspectiva nacional**, enfocada en el cumplimiento con los techos de emisión establecidos en la Directiva NEC para España.
- Una **perspectiva local**, centrada en entornos urbanos, con medidas específicas de distintas ciudades, con el fin de lograr un mayor cumplimiento de las directivas europeas de calidad del aire y reducir la exposición de la población a la contaminación atmosférica.

ESTRUCTURA Y PARTICIPANTES

Las tareas y actividades del proyecto se estructuran en cuatro paquetes de trabajo. El esquema general de actividades está representado en la Figura 1 como un diagrama de flujo, donde existen actividades que se relacionan en cascada y otras que se realizan en paralelo. El paquete de trabajo denominado cero (WP-0) establece el punto de partida mediante el desarrollo del modelo multiescalar de la calidad del aire. En los paquetes uno y dos (WP-1, y WP-2) se han seleccionado y simulado escenarios basados en la implementación de las potenciales medidas. El proyecto se ha planificado siguiendo las dos perspectivas que se relacionan entre sí. Por un lado, el WP-1 engloba tareas de soporte para el logro de las reducciones estipuladas para España en la Directiva NEC. Por otro, el WP-2, donde se investiga la reducción de la contaminación en entornos urbanos. Ambos paquetes de trabajo enfocados a las distintas perspectivas, incluyen el estudio de impactos en calidad del aire, salud y vegetación, así como un análisis de costes asociados a los impactos en salud y vegetación.

Finalmente, un cuarto paquete (WP-3) comprende el desarrollo de actividades de planificación, diseminación y difusión del resto de tareas, de los resultados hallados, así como la elaboración de comunicaciones y la participación en eventos científicos y divulgativos.

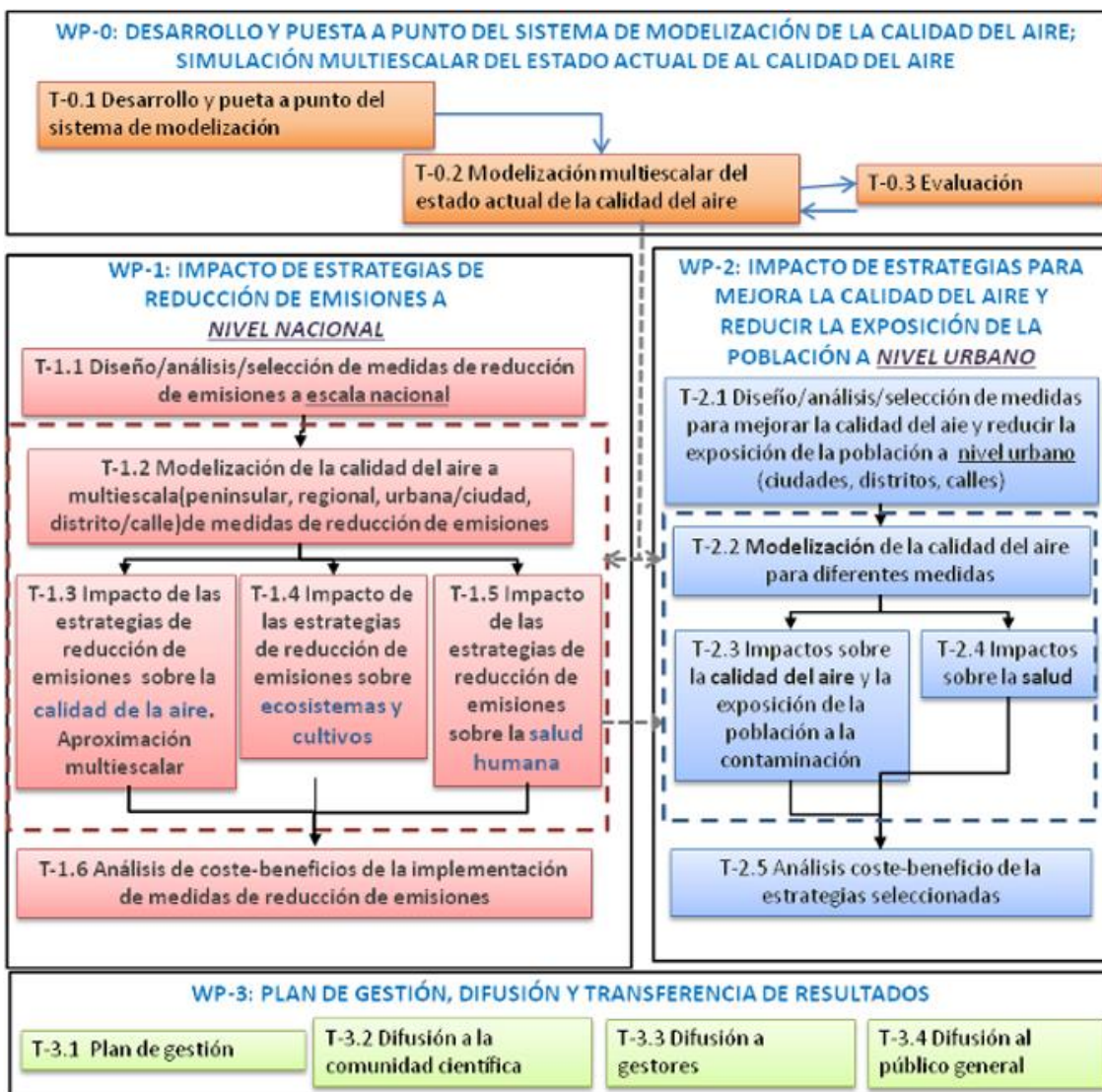


Figura 1. Estructura del Proyecto Retos-AIRE

Entre los participantes en el proyecto se encuentran investigadores de centros de investigación de reconocido prestigio y experiencia. Como miembro coordinador encargado de las tareas centrales del proyecto, el CIEMAT aporta conocimiento desde diferentes unidades y departamentos dado el carácter interdisciplinar de las tareas y actividades del proyecto.

Otros organismos involucrados son el Centro Nacional de Epidemiología del Instituto de Salud Carlos III, la Universidad Complutense de Madrid, la Universidad de Salento, la Universidad de Singapore o el Institut National de l'environnement industriel et des risques (INERIS).

METODOLOGÍA

La metodología aplicada comprende tres etapas de manera que integra diversas disciplinas y metodologías: estimación de la reducción de emisiones como consecuencia de la implementación de las diferentes medidas, modelización de la calidad del aire, y evaluación de los impactos (Figura 2). En el marco de Retos-AIRE, se desarrollan las dos últimas etapas para los dos diferentes alcances o perspectivas (nacional y local o urbano).

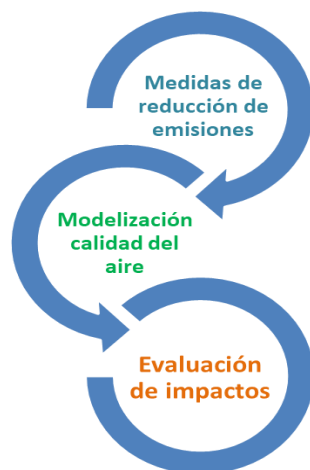


Figura 2. Etapas desarrolladas

Medidas de reducción de emisiones

Retos-AIRE barajará distintas medidas de reducción de emisiones a nivel nacional, así como otras medidas que puedan suponer una mejora de la contaminación atmosférica y/o reducción de la exposición de la población a la contaminación en entornos urbanos como pueden ser las soluciones basadas en la naturaleza.

En este trabajo nos vamos a centrar en el primer estudio realizado en el proyecto sobre el impacto de los escenarios de medidas incluidos en PNCCA. El PNCCA incluye 50 medidas clasificadas en 8 paquetes sectoriales. El Programa incluye también otros 5 paquetes con otras 7 medidas adicionales. Por tanto, se pueden evaluar dos escenarios, un escenario con medidas (CME2030) y un segundo escenario, más ambicioso, con medidas adicionales (CMA2030).

El Programa es una planificación política integral para enmarcar las estrategias climáticas y energéticas. La contaminación del aire es un indicador claro del desarrollo sostenible, ya que las fuentes de contaminación del aire también producen contaminantes climáticos [3]. Existen sinergias entre el control de la contaminación del aire y la mitigación del cambio climático, ya que comparten fuentes comunes y, en gran medida, soluciones; mientras que la mayoría de los contaminantes del aire también impactan en el clima. También se retroalimentan entre sí de múltiples formas, por ejemplo, los gases de efecto invernadero, como el metano, contribuyen a la formación de ozono a nivel del suelo, y los niveles de ozono a nivel del suelo aumentan con el aumento de las temperaturas y el aumento de las temperaturas aumenta la frecuencia de los incendios forestales; que a su vez elevan aún más los niveles de contaminación del aire por partículas [4]. Además, como destacan otros autores, la actual pandemia de COVID-19 ha subrayado que estas co-morbilidades ocupan un lugar destacado en la mortalidad de los pacientes con COVID-19 y entre las más importantes se encuentran las asociadas con la contaminación del aire [5].

Modelización de la contaminación atmosférica

Los modelos de transporte químico se pueden utilizar para comprender las relaciones entre las emisiones, las concentraciones atmosféricas y los flujos de depósito, que a su vez nos permiten estimar los impactos en la salud humana y los ecosistemas. Estos modelos simulan todos los procesos físicos y químicos atmosféricos experimentados por los contaminantes del aire desde su emisión hasta su llegada a un receptor (por ejemplo, un ser humano o un ecosistema). A nivel de ciudad, se requiere un enfoque multiescalar para tener en cuenta tanto las contribuciones de los procesos locales (por ejemplo, las emisiones dentro de la ciudad y los flujos de viento urbano) como los procesos a mayor escala (meteorología de mesoescala y transporte de contaminantes desde otras regiones).

A continuación, se describen los diferentes componentes que se están utilizando en el sistema de modelado multiescalar:

- **Modelo meteorológico de mesoescala WRF** (Weather and Research Forecast, [6]) con una parametrización urbana que fue desarrollado por el grupo de investigación CIEMAT [7] y utiliza la morfología urbana BEP-BEM[8].
- **Modelo de química y transporte CHIMERE de mesoescala**[9]. Modelo euleriano ampliamente utilizado en toda Europa. CHIMERE ha sido utilizado durante más de 15 años por el grupo de investigación del CIEMAT para realizar la Evaluación de la Calidad del Aire anual a través de un convenio (Encomienda de Gestión) con el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA) [10]–[13].
- **Modelo a microescala** basado en dinámica de fluidos computacional (CFD), para simular a alta resolución (del orden de 1 metro) los flujos atmosféricos y dispersión de contaminantes en las calles de la ciudad. Para este tipo de modelos el grupo de investigación del CIEMAT ha contribuido a mejorar la modelización de la vegetación y la química atmosférica, así como metodologías para simular períodos anuales y acoplamiento con modelos de mesoescala [14]–[17].

Como se ha comentado anteriormente en este trabajo nos centramos en el primer estudio realizado en el proyecto sobre el impacto en salud de los escenarios de medidas incluidas en el PNCCA estimados para 2030. Para ello el modelo CHIMERE se aplicó a un dominio que cubría la Península Ibérica a $0,1^\circ \times 0,1^\circ$ (extendiéndose hacia el norte) anidado en un dominio europeo a $0,15^\circ \times 0,15^\circ$. La evaluación de los impactos en la calidad del aire se realizó considerando 2016 como año de referencia. Las reducciones de emisiones se calcularon considerando el inventario nacional de emisiones de este año. Las reducciones aplicadas fueron proporcionadas por el Ministerio para la Transición Ecológica y Retos Demográfico, en colaboración con Tragsatec. Las simulaciones para las emisiones proyectadas en 2020, 2025 y 2030 se realizaron manteniendo la meteorología de 2016, con el fin de analizar únicamente los impactos por cambios en las emisiones.

Los campos meteorológicos se obtuvieron de salidas del modelo europeo ECMWF-IFS para 2016 (acceso facilitado por la AEMET). Se fijaron las condiciones de contorno para el dominio de

menor resolución, así como las emisiones en el resto de países (emisiones de EMEP¹ para 2016). Esto proporciona una imagen pesimista (o una subestimación de los beneficios) ya que se espera que los países vecinos hayan disminuido también sus emisiones como consecuencia de otros programas nacionales implementados, tal y como marca la Directiva NEC [18]. Para estimar las áreas de incumplimiento se aplicó una corrección al modelo, ya que según evaluaciones previas el modelo tiende a subestimar los picos de ozono, por lo que este hecho podría subestimar el número de áreas en incumplimiento.

La metodología presenta algunas limitaciones como la meteorología fija (2016), las condiciones de contorno fijo, las emisiones fijas para otros países, o las suposiciones relacionadas con el tráfico marítimo internacional. Otra limitación es el hecho de que la reducción de emisiones, proporcionada a el 3^{er} nivel de las categorías SNAP (decir lo que son estas siglas) fue aplicada de manera uniforme en todo el territorio nacional. Además, para PM₁₀ las reducciones fueron sólo estimadas para la fracción fina (PM_{2.5}). Por último, como se ha comentado, se ha establecido una corrección de los resultados del modelo en escenarios futuros para estimar zonas en incumplimiento, lo que podría tener como resultado una potencial sobreestimación de la concentración futura. Se están realizando más estudios para explorar diferentes meteorologías y considerando las emisiones esperadas en 2030 para otros países (ECLIPSE v6b).

Evaluación de los impactos

Impactos de la calidad del aire en la salud

Teniendo en cuenta los resultados de la modelización, los impactos en la salud se estiman de acuerdo con las recomendaciones del proyecto *Health Risks of Air Pollution in Europe* (HRAPIE) [19][20]. Como resultado de este proyecto se propusieron una serie de funciones de concentración-respuesta (CRF) para contaminantes clave a incluir en el análisis de coste-beneficio que respalda la política de calidad del aire, considerando el metaanálisis y los hallazgos del proyecto *Review of Evidence on Health Aspects of Air Pollution* (REVIHAAP) [21].

El marco para modelizar los impactos en la salud y los costes o beneficios de la implementación de políticas para reducir las emisiones de contaminantes atmosféricos considera el enfoque de la ruta del impacto [20], que describe una ruta lógica desde la actividad que libera los contaminantes al medio hasta una monetización del daño, mediante la cuantificación de los impactos en la salud. En la evaluación realizada hasta la fecha (WP1, perspectiva nacional) Se han seguido las recomendaciones de implementación de HRAPIE en Europa para la evaluación de políticas de mejora de calidad del aire [22]. La Figura 3 esquematiza las etapas da realizar para la evaluación de los efectos en salud de la contaminación atmosférica en la salud y costes externos asociados, así como recoge la necesaria recopilación y tratamiento de los datos demográficos y de salud de la población en estudio.

¹ <https://www.emep.int/>

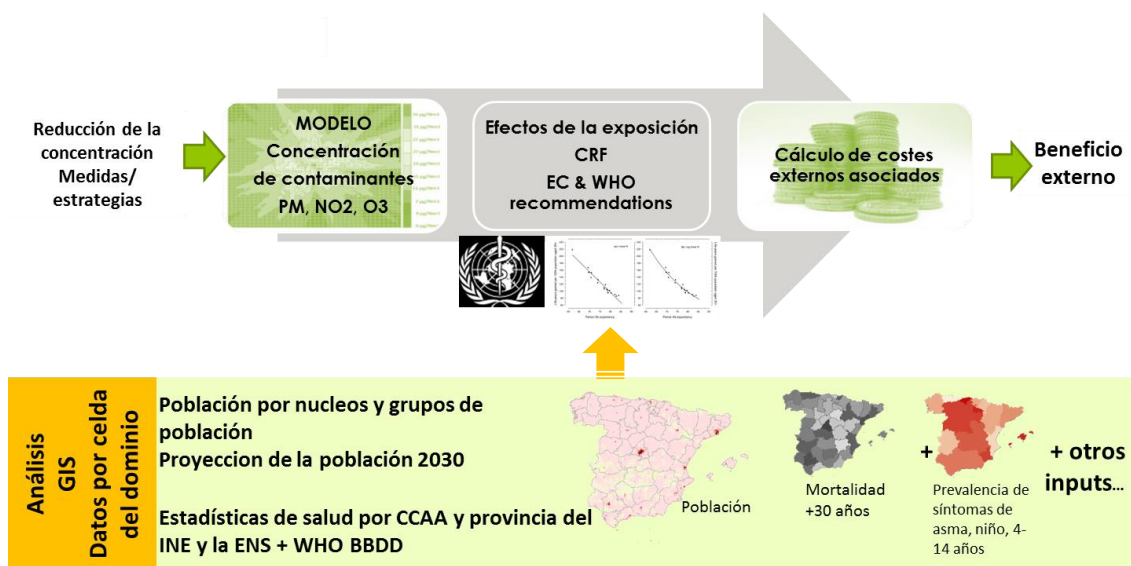


Figura 3 . Diagrama de flujo de las etapas de evaluación de los efectos en salud de la contaminación atmosférica y costes externos asociados.

Primero, los impactos en la salud se evalúan en función de la concentración de contaminantes proporcionada por el modelo de calidad del aire y las funciones de respuesta de concentración recomendadas. Los resultados del impacto en la salud se calculan habitualmente en términos de mortalidad y morbilidad (Cuadro 1). El Cuadro 1 recoge los contaminantes y tipo de exposición, impactos en la salud y grupo de población afectado, y la fuente bibliográfica donde se establece la relación estadísticamente significativa entre el efecto y la exposición (CRF). En segundo lugar, los impactos relacionados con la salud se valoran en términos monetarios utilizando el valor de la pérdida de bienestar producida por cada parámetro de salud, que refleja el coste externo asociado. Mediante técnicas de valoración y monetización de estos impactos se calculan los costes externos asociados a los diferentes escenarios resultantes de la implementación de las medidas de reducción de la contaminación, para realizar el Análisis Coste-Beneficio. Los escenarios analizados permiten comparar el impacto con el escenario de referencia en ausencia de medidas (año 2016): un paquete de medidas (CME2030) y un paquete de medidas adicionales (CMA2030). Finalmente, los costes externos evitados de cada escenario de política se comparan con los costes de implementar medidas de calidad del aire en cada escenario.

Como resultado, la evaluación proporciona la cuantificación de los impactos en la salud en términos de un resultado en la salud al aplicar la siguiente ecuación a cada celda en el dominio del modelo de calidad del aire:

$$I = C_i \times P_a \times P_r \times R \times CRF \quad (\text{Ecuación 1}),$$

donde I es el Impacto expresado como número de casos adicionales atribuibles (resultado), C_i es la concentración del contaminante i, P_a es la fracción de la población dentro del grupo de edad considerado, P_r es la fracción de la población en riesgo dentro de la edad grupo, R es el índice de incidencia y el CRF en la función de respuesta a la concentración o cambio en la incidencia por unidad de concentración.

Cuadro 1. Contaminante, impacto en salud y población afectada, y fuente bibliográfica.

Contaminante	Impacto en salud y grupo de población afectada	Fuente
NO2	Mortalidad, +30 años	[23]
	Prevalencia de bronquitis en niños (5-14años)	[24]
	Mortalidad aguda, todos	[25]
	Admisiones hospitalarias, enfermedades respiratorias	[26]
O3	Mortalidad, todos	[27] [28]
	Admisiones hospitalarias (Cardiovascular y respiratorias), +65 años	[27]
	Días de actividad restringida menor (MRAD), todos	[29]
PM10	Mortalidad Postneonatal, (1-12 meses de edad)	[30]
	Prevalencia de bronquitis en niños (5-14años)	[31]
	Incidencia de bronquitis crónica en adultos (18+ años)	[32]–[35]
	Incidencia de síntomas de asma en niños (5–19 años)	[36]
PM2.5	Mortalidad, todos	[23]
	Admisiones hospitalarias (CV y respiratorias)	[37]
	Admisiones hospitalarias, enfermedades respiratorias	[38]–[42]
	Días de actividad restringida	[43]
	Días de trabajo perdido (20–65 años)	[43]

Fuente: Elaboración propia, CIEMAT

El dominio espacial de este estudio es la Península Ibérica. Se utilizó un software del Sistema de Información Geográfica (GIS) para calcular la población expuesta a cada concentración de contaminante en cada celda del dominio. A cada celda de la cuadrícula del modelo de calidad del aire se le asignaron coordenadas geográficas proyectadas correspondientes a su centroide (capa vectorial 1). Se creó una forma de cuadrícula de población para distribuir la población de acuerdo con la cuadrícula proyectada de concentración de contaminantes. Para ello, se utilizó una forma que sigue la cuadrícula del modelo de calidad del aire proyectada como patrón de desagregación de la población por ubicación superponiendo la forma de la población española (Península Ibérica) (habitantes por asentamientos según los datos del censo oficial). En algunos casos, las ciudades, las aldeas o incluso los asentamientos de población de nivel inferior se dividieron, por lo que la población se asignó de acuerdo con la densidad de población por área. Después de eso, la población se volvió a agregar por celda y se vinculó a la exposición a contaminantes de acuerdo con los valores de los centroides creando una segunda forma (capa vectorial 2). Como resultado de la superposición de ambas formas vectoriales, se estableció la población expuesta a cada valor de concentración de contaminante por centroide dentro del área terrestre.

En este estudio se utilizaron datos de población y salud estratificados por edad y ubicación regional considerando dos niveles² (NUTS2 y NUTS3). Los datos de población se obtuvieron del

² La Nomenclatura de Unidades Territoriales (NUTS) fue elaborada por Eurostat hace décadas con el fin de proporcionar un desglose del territorio económico de la Unión Europea en unidades territoriales para la producción de estadísticas regionales y para la focalización de intervenciones políticas a nivel regional. En España, el territorio

Instituto Geográfico Nacional, IGN basado en el Instituto Nacional de Estadística (INE) según el censo oficial, y la población proyectada para 2030 [49]. Los datos oficiales de salud sobre mortalidad y morbilidad para 2016 se utilizaron como incidencia de referencia de las tasas de mortalidad y morbilidad por causa y grupo de edad. Los datos de salud se recopilaron tanto como fue posible a nivel NUT3. En algunos casos, se utilizaron estadísticas nacionales de salud debido a la falta de datos a nivel regional. La principal fuente de datos fue el Instituto Nacional de Estadística (INE). Se utilizó la Encuesta Nacional de Salud desarrollada por el INE y el Ministerio competente como fuente de información para aquellos impactos relacionados con días de actividad reducida o síntomas de asma [44]. Finalmente, para los datos que no estaban disponibles a nivel regional o nacional, como los días de actividad restringida menor, se utilizaron las estimaciones medias de las Naciones Unidas para la población según lo recomendado por la bibliografía de referencia [20].

La valoración de los efectos sobre la salud se realiza multiplicando los impactos (p. Ej., Ingresos hospitalarios respiratorios) por una estimación adecuada del valor monetario de cada impacto (e.g. el coste de un ingreso hospitalario respiratorio) [45] como se muestra en la ecuación 2.

$$E = I \times V \quad (\text{Ecuación 2}),$$

,donde I es el impacto evaluado usando la ecuación 1, y V es el valor monetario de cada impacto. En cuanto a la valoración de la mortalidad, existe una discusión en curso sobre qué métrica alternativa debería usarse preferiblemente para cuantificar los efectos de la mortalidad por contaminación del aire: la pérdida de esperanza de vida expresada como el número total de años de vida perdidos (YOLL) por año en toda la población, utilizando el Valor del año de vida (VOLY); o las muertes prematuras expresadas como número de muertes por año y valoradas utilizando el Valor Estadístico de Vida (VSL) [46]. Dependiendo de la métrica, los valores son muy diferentes y varios estudios llevaron a cabo ambos enfoques. Por ejemplo, la evaluación de impacto realizada por la Comisión Europea encontró que los costes externos de la contaminación del aire en los países europeos podrían oscilar entre 330 000 millones de euros con VOLY y 940 000 millones de euros en 2010 con VSL [47]. El VSL es un método económico comúnmente utilizado para valorar el riesgo para la vida que se deriva de las compensaciones que las personas están dispuestas a hacer entre el riesgo de muerte y la riqueza; podría expresarse alternativamente como "el valor de prevenir una muerte" [19]. En la evaluación realizada hasta la fecha, la valoración monetaria (V) de los impactos en la salud estimados se realiza utilizando valores monetarios de los diferentes criterios de valoración de salud recomendados por la OCDE para la mortalidad (VSL) [48]–[51] y utilizados en varios estudios recientes ([20], [45]).

Impactos de la calidad del aire en la vegetación

está organizado por los límites administrativos correspondientes a 17 Comunidades Autónomas y 2 Ciudades Autónomas (Comunidades y ciudades autónomas) en el nivel NUTS2, y 57 Provincias (Provincias) en el nivel NUTS3 [62].

La contaminación del aire puede afectar la producción agrícola y la conservación de los ecosistemas naturales, provocando una pérdida de los servicios de los ecosistemas. Los principales contaminantes atmosféricos que afectan a las zonas rurales son el ozono troposférico (O_3) y el depósito atmosférico de nitrógeno (N). Los niveles de O_3 superan con frecuencia los valores límite para la protección de la vegetación en la región mediterránea debido a las condiciones climatológicas y la abundancia de precursores (principalmente NO_x y NMCOV). Esto tiene como resultado impactos en la salud de la vegetación natural y reducciones del rendimiento y la calidad de los cultivos y pastos [52]. Los efectos del O_3 están relacionados con la dosis absorbida, para la cual la Convención sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia de las Naciones Unidas ha asignado recientemente niveles críticos [53]. Retos-AIRE estimará la dosis de O_3 para las especies vegetales típicas de España, acoplando un módulo específico a CHIMERE. La deposición crónica de N que excede la capacidad de retención de un ecosistema puede provocar cambios en la biogeoquímica y el funcionamiento del ecosistema. Se ha detectado enriquecimiento de nitrógeno en algunos ecosistemas montañosos españoles, especialmente en el norte de España o cerca de grandes ciudades o fuentes de emisión [54]. Los estudios de depósito de N utilizando CHIMERE llevados a cabo por el equipo de investigación ([10], [55]) para MAPAMA mostraron que algunos Parques Nacionales y áreas Natura 2000, especialmente en el norte, potencialmente reciben grandes cantidades de N atmosférico.

El daño a los cultivos por O_3 puede resultar en pérdidas económicas, ya sea por pérdida de valor (cultivos para los que la apariencia es importante, por ejemplo, espinaca, lechuga, etc.) o por pérdida de rendimiento [56]. Además, el O_3 puede reducir la eficiencia de la fertilización, lo que aumenta el uso de fertilizantes, lo que aumenta los costos de producción [57]. Los costes económicos de estos efectos se pueden calcular utilizando los valores de mercado actuales de los productos agrícolas y fertilizantes.

ALGUNOS RESULTADOS HASTA LA FECHA

Si bien se trata de un proyecto aun en marcha y diversas tareas están en desarrollo e investigación, otras ya han sido completadas arrojando resultados que permiten comunicar hallazgos relevantes sobre los posibles escenarios de implementación de las medidas.

Resultados del Modelado de la Calidad del Aire

En el estudio realizado en el proyecto sobre el impacto de los escenarios de medidas incluidos en el PNCCA, los resultados mostraron la disminución de concentración de varios contaminantes, según estimaciones del modelo y teniendo en cuenta las limitaciones.

Con la implementación de los escenarios CME2030 y CMA2030 se espera reducir el número de áreas de calidad de aire con incumplimientos de la normativa europea de calidad del aire, para aquellos contaminantes que presentan los mayores problemas. La Figura 4 ilustra el número de áreas con incumplimientos para 2016 (barras de color rojo,) y en los escenarios CME2030 (barras de color azul claro, lado izquierdo) y CMA2030 (barras de color azul claro, lado derecho). Con la legislación vigente el número de zona no conforme para O_3 es el mismo que en 2016, según modelo.

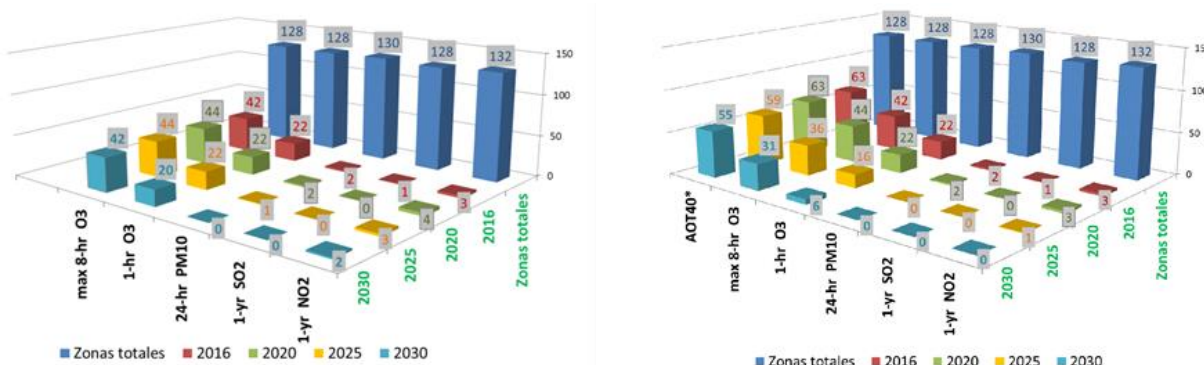


Figura 4. Número de áreas con incumplimientos de la normativa europea para: Escenario CME2030 (izquierda); Escenario CMA2030 (derecha)

La implementación de las medidas producirá una disminución de la concentración de NO₂ según el modelo. Respecto al ozono, los mapas de la Figura 5 muestran el valor 26º de concentración de máxima diaria de las medias móviles octohorarias. Según la escala, el color rojo indica valores superiores al establecido, lo que implica celdas con incumplimiento de la Directiva.

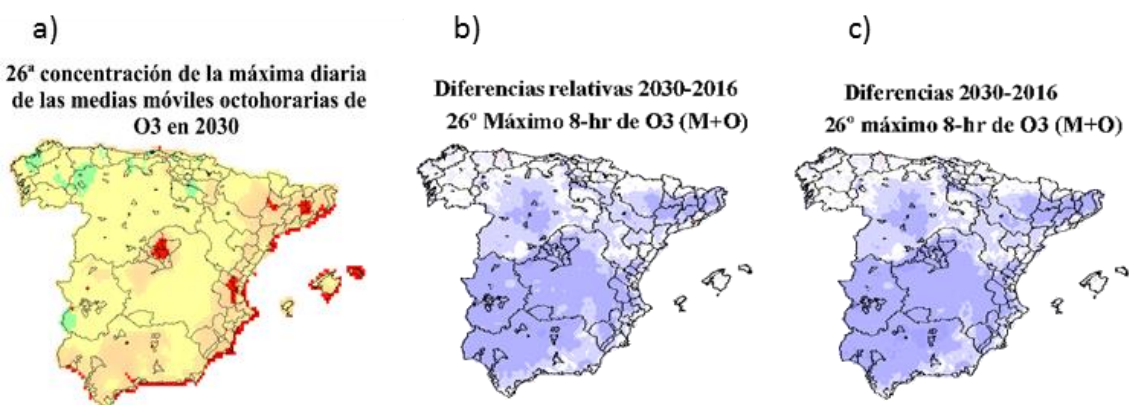


Figura 5 . Valor 26º de concentración de máxima diaria de las medias móviles octohorarias para el escenario CMA2030 (a) diferencias relativas con respecto a 2016 (b) y diferencias totales con respecto a 2016 (c).

Para O₃, aun cuando el modelo indica una reducción del número de áreas con incumplimientos, la mejora no es tan significativa como se esperaba. Mientras que, en horas soleadas, cuando la fotólisis de la reacción de NO₂ es dominante en el balance de la química del O₃, una reducción potencial de NO asociado a las medidas de reducción propuestas reduciría el potencial máximo de formación de O₃, en la noche la reacción dominante es la reacción de destrucción de O₃ por NO. En estas condiciones, una reducción de NO I debido a la implementación de medidas, reduciría la efectividad de esta reacción, y redundaría en un aumento neto de O₃ durante la noche en áreas con altos niveles de NO_x. También en invierno ocurriría algo similar, disminuyendo el consumo de O₃ mediante su reacción con NO, en este caso, actuando principalmente sobre los valores de fondo de O₃ [58]. Por tanto, la reducción de NO podría llevar sobre estas áreas a efectos opuestos dependiendo de la métrica considerada; para medias anuales, cuando se incluyen los valores de concentración de invierno y el horario nocturno, este efecto negativo puede ser importante, encontrándose niveles anuales de O₃ más elevados. Este efecto es menor y mayormente positivo (dominando el efecto positivo) durante el máximo de 1

hora (la reducción de emisiones de NO_x en horas de mayor radiación reduce la formación de O₃, por lo que una mejora del aire la calidad se encuentra con más frecuencia).

En esta primera parte del proyecto también se han obtenido otros resultados de interés en modelización a microescala. Entre ellos se han investigado soluciones basadas en la naturaleza, en particular en los árboles en calle. Se realizó un estudio sobre la importancia de la reducción de la ventilación en la calle con la incorporación de nuevos árboles [57]. En colaboración con el proyecto AIRTEC-CM, se ha trabajado en la validación de simulaciones CFD en casos reales [59]. En esta colaboración también se ha trabajado en la estimación en una zona de Madrid de la exposición a alta resolución (del orden de metros) y error esperado mediante metodologías más simples[60]. Además, en el desarrollo de parametrizaciones urbanas se ha realizado una colaboración con el proyecto EXCLUR publicando un artículo sobre una metodología empleando modelos CFD[61].

Resultados de la Evaluación de los Impactos en salud

Los resultados muestran una mejora en los efectos en salud debidos al NO₂, PM₁₀ y PM_{2.5} para los escenarios CME2030 y CMA2030. Sin embargo, para O₃, los efectos sobre la salud presentan peores resultados. Este parámetro se basa en SOMO35, que presenta valores más altos principalmente sobre las áreas urbanas de Madrid y Barcelona en CMA2030.

Como era de esperar, PM_{2.5} es el contaminante con mayor impacto en términos de muertes prematuras y su impacto se reduce en un 12% en CME2030 y un 29% en CMA2030. El NO₂ también es un gran contribuyente, pero su impacto disminuye notablemente en el escenario CMA2030. En cuanto a la variación en la mortalidad total, los resultados muestran una notable disminución de las muertes prematuras por exposición a altos niveles de contaminación (NO₂, PM₁₀, PM_{2.5} y O₃). Solo los impactos en mortalidad, se reducirían en 2030 en un 10.3 % en el escenario sin medidas adicionales (CME2030) y en un 34.6 % en el escenario con medidas adicionales (CMA2030).

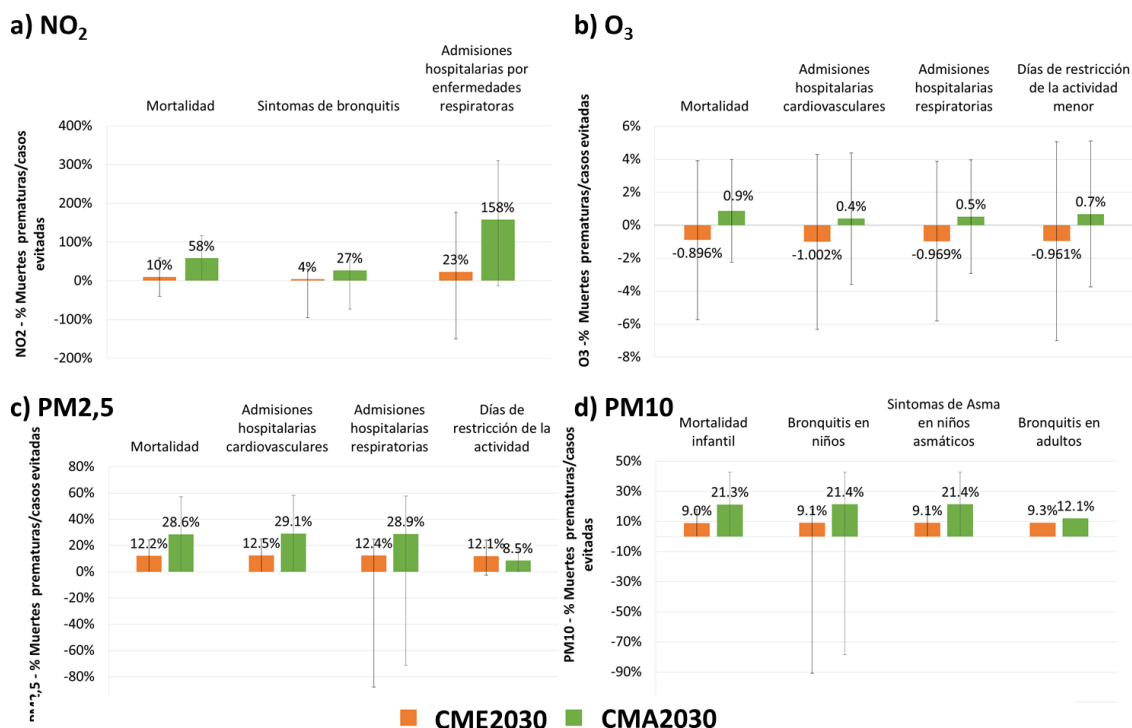


Figura 6 . Porcentaje de reducción de los impactos por contaminante y efecto en la salud en cada escenario de implementación de medidas de PNCCA.

La valoración monetaria de los efectos totales en la salud muestra que los costes de la contaminación del aire pueden llegar hasta el 15% del PIB nacional y se pueden esperar importantes beneficios de la adopción de medidas adicionales en CMA 2030, del 34% de reducción de los costes, es decir, unos costes evitados cuantificados en alrededor de 58115 Millones de €₂₀₁₉. Estas cifras permiten a los tomadores de decisiones hacer una valoración de la magnitud de los beneficios que aportará el PNCCA a la economía española y una estimación con la que comparar los costes de las medidas propuestas en este programa.

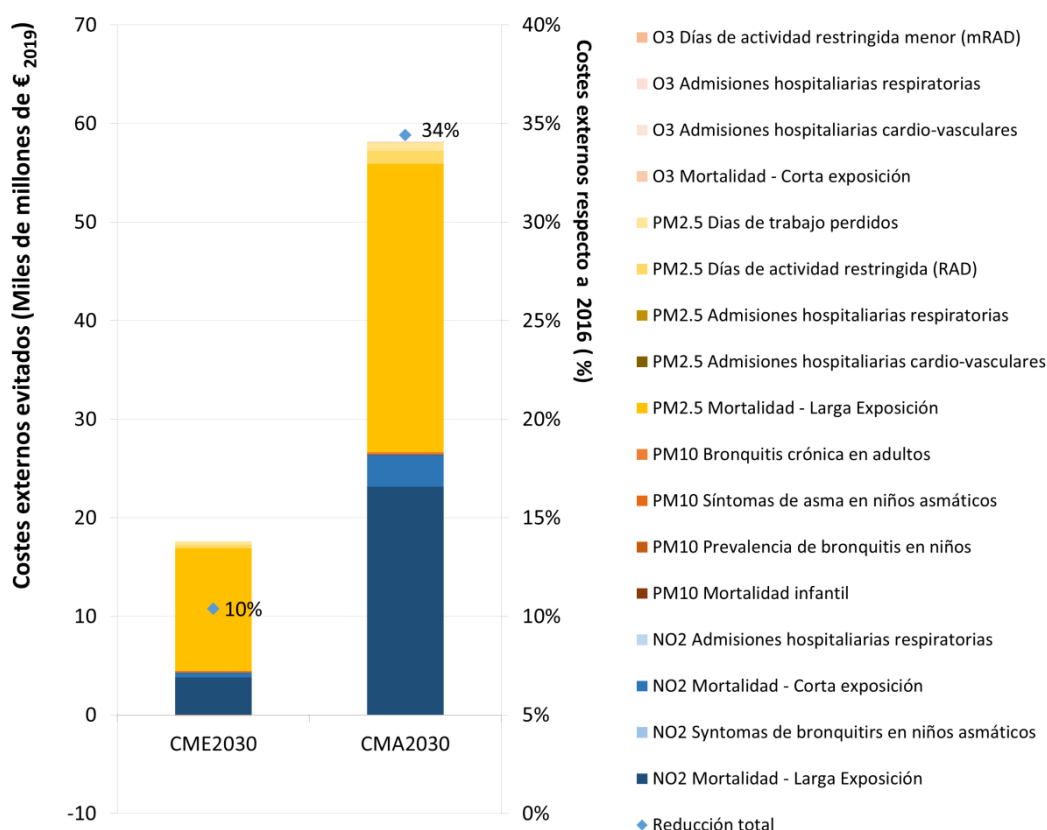


Figura 7. Costes externos evitados asociados a la reducción de los impactos en salud debido a la implementación de medidas de los escenarios CME2030 y CMA2030, por contaminante (barras apiladas y efecto en la salud) y reducción en porcentaje del coste externo total (rombos), respecto a 2016.

Las incertidumbres asociadas con la estimación de los impactos en la salud y la valoración monetaria de los impactos también son importantes y, por lo tanto, los resultados deben considerarse con cautela.

CONCLUSIONES Y PRÓXIMOS PASOS

Los modelos de calidad del aire son herramientas de última generación que pueden simular las concentraciones atmosféricas y las tasas de depósito de contaminantes en un rango de escalas para una estrategia de reducción de emisiones elegida. Al combinar las estimaciones de los modelos de calidad del aire con modelos de impactos en la salud y las actividades agrarias, el coste neto para la sociedad de una estrategia elegida puede estimarse mediante el uso de análisis de coste-beneficio.

En el primer estudio realizado en el proyecto y presentado en este trabajo, en términos de impactos en la salud, la reducción prevista de las emisiones de NOx y PM_{2.5} reducirá los riesgos para la salud de la exposición a NO₂ y PM_{2.5} y, a escala nacional, de la exposición al O₃. Sin embargo, debido al llamado efecto de *titration*, los riesgos para la salud por exposición al ozono a

podrían aumentar en ciudades como estamos observando en Madrid y Barcelona. Sin embargo, los impactos de la exposición al ozono son solo un pequeño porcentaje en comparación con los de PM_{2.5} y NO₂. En general, hay una mejora de los impactos en salud para el escenario CMA2030. Es importante destacar se estiman que los impactos de la mortalidad total, considerando el año 2016 como referencia, se reducirán en un 34% si se implementan las medidas propuestas en este PNCCA. La valoración monetaria de los efectos totales en la salud muestra unos los beneficios externos de la adopción de medidas respecto al escenario base de más de 17550 millones de euros, y considerando las adicionales de CMA2030 se estiman unos 58115 millones de euros.

Las tareas del paquete de trabajo WP2 referidas a los ajustes del modelo y evaluación de los impactos de la calidad del aire en las ciudades de Madrid y Barcelona se están llevando a cabo. A escala de calle y barrio, se está investigando en la aplicación de estrategias propiamente urbanas como soluciones basadas en la naturaleza o nuevas distribuciones de tráfico (e.g. zonas de bajas emisiones). Actualmente, en el marco de FAIRMODE (Forum for air quality modelling in Europe), también se está trabajando en el uso de los resultados de modelos CFD para su aplicación a las Directivas de calidad del aire, actividad en la que se presentan entre otros resultados de este proyecto. Nuevos enfoques más precisos están siendo investigados y aplicados, con el fin de alcanzar una evaluación adaptada a la metodología a los requerimientos de resolución del modelo. En este sentido, CRF que relacionen la exposición con los efectos procedentes de estudios epidemiológicos realizados en España son valorados y podrían ser utilizados.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la financiación del Ministerio de Ciencia e Innovación, a través del proyecto Retos-AIRE (Plan Nacional I+D+i RTI2018-099138-B-100).

Agradecemos a Tragsatec su colaboración en la estimación de la reducción de emisiones para las medidas del PNCCA.

Agradecemos al Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico la provisión de información de estaciones de calidad del aire, provisión de reducciones de emisiones.

En este trabajo se hace uso de los servicios que ofrece el Centro Europeo de Predicción a Medio Plazo (European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, ECMWF) referentes a su modelo meteorológico y archivo de sus resultados. Agradecimientos también a la AEMET por la gestión de acceso a dicha información.

BIBLIOGRAFIA

- [1] European Environment Agency, Healthy environment, healthy lives: how the environment influences health and well-being in Europe, no. 21. 2020.
- [2] Ministerio para la Transición Ecológica. Dirección General de Biodiversidad y Calidad Ambiental. Subdirección General de Calidad del Aire y Medio Ambiente Industrial, "I Programa Nacional de Control de la Contaminación Atmosférica," 2019.

- [3] WHO, "Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease," Geneva, 2016.
- [4] A. of S. of S. Africa, B. A. of Sciences, G. N. A. of S. Leopoldina, U. S. N. A. of Medicine, and U. S. N. A. of Sciences, "Air pollution and health – A science-policy initiative," *Ann. Glob. Heal.*, vol. 85, no. 1, 2019.
- [5] CE Delft, "Health costs of air pollution in European cities and the linkage with transport \emptyset ," 2020.
- [6] W. C. Skamarock and J. B. Klemp, "A time-split nonhydrostatic atmospheric model for weather research and forecasting applications," *J. Comput. Phys.*, vol. 227, no. 7, pp. 3465–3485, Mar. 2008.
- [7] J. L. Santiago and A. Martilli, "A Dynamic Urban Canopy Parameterization for Mesoscale Models Based on Computational Fluid Dynamics Reynolds-Averaged Navier-Stokes Microscale Simulations," *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 137, no. 3, pp. 417–439, Dec. 2010.
- [8] A. Martilli, A. Clappier, and M. W. Rotach, "An urban surface exchange parameterisation for mesoscale models," *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 104, no. 2, pp. 261–304, Aug. 2002.
- [9] L. Menut et al., "CHIMERE 2013: a model for regional atmospheric composition modelling," *Geosci. Model Dev.*, vol. 6, no. 4, pp. 981–1028, Jul. 2013.
- [10] M. García Vivanco, "Informe para la Dir. Gral. de Calidad y Evaluación Ambiental. Ministerio de Medio Ambiente.," 2009.
- [11] [M. García Vivanco, "Informe para la Dir. Gral. de Calidad y Evaluación Ambiental. MAPAMA," 2018.
- [12] M. G. Vivanco et al., "Joint analysis of deposition fluxes and atmospheric concentrations of inorganic nitrogen and sulphur compounds predicted by six chemistry transport models in the frame of the EURODELTAIII project," *Atmos. Environ.*, vol. 151, pp. 152–175, Feb. 2017.
- [13] M. G. Vivanco et al., "Multi-year assessment of photochemical air quality simulation over Spain," *Environ. Model. Softw.*, vol. 24, no. 1, pp. 63–73, Jan. 2009.
- [14] J. L. Santiago, F. Martín, and A. Martilli, "A computational fluid dynamic modelling approach to assess the representativeness of urban monitoring stations," *Sci. Total Environ.*, vol. 454–455, pp. 61–72, Jun. 2013.
- [15] B. Sanchez, J.-L. Santiago, A. Martilli, M. Palacios, and F. Kirchner, "CFD modeling of reactive pollutant dispersion in simplified urban configurations with different chemical mechanisms," *Atmos. Chem. Phys.*, vol. 16, pp. 12143–12157, 2016.
- [16] B. Sanchez et al., "Modelling NOX concentrations through CFD-RANS in an urban hot-spot using high resolution traffic emissions and meteorology from a mesoscale model,"

Atmos. Environ., vol. 163, pp. 155–165, Aug. 2017.

- [17] J. L. Santiago et al., “Evaluation of a CFD-based approach to estimate pollutant distribution within a real urban canopy by means of passive samplers,” *Sci. Total Environ.*, vol. 576, pp. 46–58, Jan. 2017.
- [18] “DIRECTIVE (EU) 2016/ 2284 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL - of 14 December 2016 - on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending Directive 2003/ 35/ EC and repealing Directive 2001/ 81/ EC,” 2016.
- [19] WHO, “Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project, Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide,” 2013.
- [20] M. Holland, “Implementation of the HRAPIE Recommendations for European Air Pollution CBA work,” 2014.
- [21] WHO, “Review of evidence on health aspects of air pollution-REVIHAAP Project Technical Report,” 2013.
- [22] M. Holland, “Cost-benefit Analysis of Final Policy Scenarios for the EU Clean Air Package Version. Version 2,” *DG - Environ. Eur. Comm.*, vol. Version 2, no. October, p. 68, 2014.
- [23] G. Hoek et al., “Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: A review,” *Environmental Health: A Global Access Science Source*, vol. 12, no. 1. 2013.
- [24] R. McConnell et al., “Prospective Study of Air Pollution and Bronchitic Symptoms in Children with Asthma,” *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, vol. 168, no. 7, pp. 790–797, Oct. 2003.
- [25] E. Samoli et al., “Short-term effects of nitrogen dioxide on mortality: An analysis within the APHEA project,” *Eur. Respir. J.*, vol. 27, no. 6, pp. 1129–1137, 2006.
- [26] H. R. Anderson, R. W. Atkinson, S. A. Bremner, J. Carrington, and J. Peacock, “Quantitative systematic review of short term associations between ambient air pollution (particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, sulphur dioxide and carbon monoxide), and mortality and morbidity,” 2007.
- [27] K. Katsouyanni et al., “Air Pollution and Health: A European and North American Approach (APHENA),” 2009.
- [28] A. Gryparis et al., “Acute Effects of Ozone on Mortality from the “Air Pollution and Health,” *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, vol. 170, no. 10, pp. 1080–1087, Nov. 2004.
- [29] B. D. Ostro and S. Rothschild, “Air pollution and acute respiratory morbidity: An observational study of multiple pollutants,” *Environ. Res.*, vol. 50, no. 2, pp. 238–247, 1989.
- [30] T. J. Woodruff, J. Grillo, and K. C. Schoendorf, “The relationship between selected

causes of postneonatal infant mortality and particulate air pollution in the United States,” *Environ. Health Perspect.*, vol. 105, no. 6, pp. 608–612, 1997.

- [31] G. Hoek et al., “PM10, and children’s respiratory symptoms and lung function in the PATY study,” *Eur. Respir. J.*, vol. 40, no. 3, pp. 538–547, Sep. 2012.
- [32] D. E. Abbey, B. E. Ostro, F. Petersen, and R. J. Burchette, “Chronic respiratory symptoms associated with estimated long-term ambient concentrations of fine particulates less than 2.5 microns in aerodynamic diameter (PM2.5) and other air pollutants,” *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.*, vol. 5, no. 2, pp. 137–159, 1995.
- [33] D. E. Abbey, B. J. Hwanc, R. J. Burchette, T. Vancuren, and P. K. Mills, “Estimated long-term ambient concentrations of pm, and development of respiratory symptoms in a nonsmoking population,” *Arch. Environ. Health*, vol. 50, no. 2, pp. 139–152, 1995.
- [34] T. Schikowski et al., “Ambient air pollution: A cause of COPD,” *European Respiratory Journal*, vol. 43, no. 1. European Respiratory Society, pp. 250–263, 01-Jan-2014.
- [35] C. Schindler et al., “Improvements in PM10 exposure and reduced rates of respiratory symptoms in a cohort of swiss adults (SAPALDIA),” *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, vol. 179, no. 7, pp. 579–587, Apr. 2009.
- [36] G. Weinmayr, E. Romeo, M. de Sario, S. K. Weiland, and F. Forastiere, “Short-Term effects of PM10 and NO2 on respiratory health among children with asthma or asthma-like symptoms: A systematic review and Meta-Analysis,” *Environmental Health Perspectives*, vol. 118, no. 4. pp. 449–457, Apr-2010.
- [37] M. E. Héroux et al., “Quantifying the health impacts of ambient air pollutants: recommendations of a WHO/Europe project,” *Int. J. Public Health*, vol. 60, no. 5, pp. 619–627, Jul. 2015.
- [38] H. R. Anderson, S. A. Bremner, R. W. Atkinson, R. M. Harrison, and S. Walters, “Particulate matter and daily mortality and hospital admissions in the west midlands conurbation of the United Kingdom: Associations with fine and coarse particles, black smoke and sulphate,” *Occup. Environ. Med.*, vol. 58, no. 8, pp. 504–510, 2001.
- [39] [R. W. Atkinson, G. W. Fuller, H. R. Anderson, R. M. Harrison, and B. Armstrong, “Urban ambient particle metrics and health: A time-series analysis,” *Epidemiology*, vol. 21, no. 4, pp. 501–511, Jul. 2010.
- [40] M. Braniš, J. Vyškovsk, M. Malý, and J. Hovorka, “Association of size-resolved number concentrations of particulate matter with cardiovascular and respiratory hospital admissions and mortality in Prague, Czech Republic,” *Inhal. Toxicol.*, vol. 22, no. SUPPL. 2, pp. 21–28, Dec. 2010.
- [41] S. Host et al., “Short-term associations between fine and coarse particles and hospital admissions for cardiorespiratory diseases in six French cities,” *Occup. Environ. Med.*, vol. 65, no. 8, pp. 544–551, Aug. 2008.
- [42] C. Linares and J. Díaz, “Short-term effect of PM2.5 on daily hospital admissions in

- Madrid (2003-2005),” *Int. J. Environ. Health Res.*, vol. 20, no. 2, pp. 129–140, Apr. 2010.
- [43] B. D. Ostro, “Air pollution and morbidity revisited: A specification test,” *J. Environ. Econ. Manage.*, vol. 14, no. 1, pp. 87–98, 1987.
- [44] MSCBS, “Encuesta Nacional de Salud de España 2017,” Portal Estadístico del Sistema Naciona de Salud - Ministerio de Sanidad, Consumo y Bienestar Social (MSCBS), 2017. [Online]. Available: <https://www.mscbs.gob.es/estadEstudios/estadisticas/encuestaNacional/encuesta2017.htm>. [Accessed: 23-Sep-2020].
- [45] M. Amann, M. Holland, R. Maas, T. Vandyck, and B. Saveyn, “Costs, Benefits and Economic Impacts of the EU Clean Air Strategy and their Implications on Innovation and Competitiveness,” pp. 1–59, 2017.
- [46] S. Schucht et al., “Moving towards ambitious climate policies: Monetised health benefits from improved air quality could offset mitigation costs in Europe,” *Environ. Sci. Policy*, vol. 50, pp. 252–269, Jun. 2015.
- [47] European Commission, “Commission staff working document: impact assessment accompanying the documents. SWD (2013)531,” 2013.
- [48][48] Mortality risk valuation in environment, health and transport policies, vol. 9789264130807. Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD), 2012.
- [49] OECD, “Recommended Value of a Statistical Life numbers for policy analysis | READ online,” in *Risk Valuation in Environment, Health and Transport Policies Chapter*, 2012.
- [50] OCDE, *The Cost of Air Pollution*. OECD, 2014.
- [51] OECD, “The Economic Consequences of Outdoor Air Pollution,” OECD, Jun. 2016.
- [52] R. Alonso, S. Elvira, I. González-Fernández, H. Calvete, H. García-Gómez, and V. Bermejo, “Drought stress does not protect *Quercus ilex* L. from ozone effects: results from a comparative study of two subspecies differing in ozone sensitivity,” *Plant Biol.*, vol. 16, no. 2, pp. 375–384, Mar. 2014.
- [53] G. Mills et al., “Mapping critical levels for vegetation. Chapter 3 of Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. UNECE CLRTAP;”
- [54] H. García-Gómez et al., “Nitrogen deposition in Spain: Modeled patterns and threatened habitats within the Natura 2000 network,” *Sci. Total Environ.*, vol. 485–486, no. 1, pp. 450–460, Jul. 2014.
- [55] F. Martin, “Informe para la Dir.Gral. de Calidad y Evaluación Ambiental. Ministerio de Medio Ambiente,” 2011.
- [56] B. B. Victoria, A. del A. Rocío, C. Susana Elvira, R. J.-A. Isaura, and G. V. Marta, “El ozono troposférico y sus efectos en la vegetación,” 2009.

- [57] C. Brink et al., “Costs and benefits of nitrogen in the environment,” in *The European Nitrogen Assessment*, Cambridge University Press, 2011, pp. 513–540.
- [58] M. García Vivanco, V. Gil, M. Theobald, J. L. Garrido, F. Martín, and J. L. Santiago, “Efecto sobre la concentración en aire de ozono de una reducción de las emisiones de óxidos de nitrógeno en España y de un aumento de la concentración global de metano,” in *CONAMA 2020*, 2021.
- [59] J. L. Santiago et al., “Performance evaluation of a multiscale modelling system applied to particulate matter dispersion in a real traffic hot spot in Madrid (Spain),” *Atmos. Pollut. Res.*, vol. 11, no. 1, pp. 141–155, Jan. 2020.
- [60] J. L. Santiago et al., “Estimates of pedestrian exposure to atmospheric pollution using high-resolution modelling in a real traffic hot-spot,” *Sci. Total Environ.*, vol. 755, p. 142475, Feb. 2021.
- [61] R. Buccolieri, J. L. Santiago, and A. Martilli, “CFD modelling: The most useful tool for developing mesoscale urban canopy parameterizations,” *Build. Simul.*, pp. 1–13, Aug. 2020.
- [62] European Union, “Statistical regions in the European Union and partner countries,” 2020.