

CONAMA 2024

CONGRESO NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE

Aplicación de técnicas de machine learning para evaluar el impacto de medidas de calidad del aire



CONAMA 2024

APLICACIÓN DE TÉCNICAS DE MACHINE LEARNING PARA EVALUAR EL IMPACTO DE MEDIDAS DE CALIDAD DEL AIRE

Autor Principal: Coralina Hernández Trujillo (CIEMAT)

Otros autores: Marta García Vivanco (CIEMAT); Mark R. Theobald (CIEMAT); Victoria Gil (CIEMAT); Alejandro Rodríguez Sánchez (CIEMAT); Juan Luis Garrido (CIEMAT); Carlos Ordóñez (UCM); José Manuel Garrido (UCM)

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

UCM: Universidad Complutense de Madrid, España

ÍNDICE

1. Título
2. Resumen
3. Introducción
4. Metodología
5. Resultados
6. Conclusiones
7. Bibliografía

TÍTULO

APLICACIÓN DE TÉCNICAS DE MACHINE LEARNING PARA EVALUAR EL IMPACTO DE MEDIDAS DE CALIDAD DEL AIRE.

RESUMEN

La adopción de políticas e implementación de medidas efectivas para controlar y reducir la contaminación atmosférica, tanto a nivel internacional como nacional, ha puesto de relieve la necesidad de disponer de herramientas que permitan evaluar el impacto real de dichas medidas sobre la calidad del aire.

La interpretación del impacto que tiene la aplicación de medidas orientadas a **reducir emisiones**, a partir de datos observados, no es una cuestión trivial, ya que éstos no sólo se encuentran afectados por el cambio de emisiones, sino que también están influenciados por las condiciones meteorológicas. Este hecho implica que, para evaluar el **impacto de medidas implementadas para reducir la contaminación**, no sería correcto comparar directamente las observaciones de un año en que dichas medidas ya se encuentran operativas, es decir, con emisiones ya reducidas, con un año anterior, en el que todavía tales medidas no se habían implementado.

En este trabajo se muestra una metodología basada en un modelo de **machine learning (ML)**, que trata de abordar esta compleja tarea de estimar el impacto real que produce la implantación de una medida de mejora de la calidad del aire. La metodología propuesta implica un análisis de datos observados en el pasado, que responden a unas condiciones de emisiones anteriores a la implantación de una determinada medida, para estimar el valor que se hubiera producido en esas condiciones de emisiones previas, es decir, sin aplicar ninguna medida de reducción de emisiones, con las condiciones meteorológicas del año pertinente. De alguna forma, se trataría de estimar, para el mismo año meteorológico en el que las medidas de reducción de emisiones

ya están en marcha, qué valores observados se hubieran encontrado si las medidas de mejora no se hubiesen todavía aplicado. De esta forma, comparando estas observaciones “ficticias” con las observaciones reales, se pueden obtener conclusiones más centradas en el impacto del cambio de emisiones, eliminando de esta forma los posibles efectos meteorológicos.

En este estudio se presentan dos ejemplos de la aplicación de dichas metodologías, como ilustración de su potencialidad: un estudio de evaluación de la reducción de emisiones durante la pandemia de la **COVID-19** y un estudio de evaluación del impacto de la reducción de emisiones en la **zona de bajas emisiones** (ZBE) implementada en Madrid a partir del año 2022.

Los resultados relativos a la evaluación de la reducción de emisiones durante la pandemia de la COVID-19 (año 2020) confirman mediante esta metodología un descenso de la concentración media diaria de NO₂ en las áreas urbanas, así como aumentos de la concentración media de O₃, coincidiendo los períodos de mayor reducción con las primeras semanas de confinamiento.

Por otra parte, los resultados relativos al estudio de la reducción de emisiones en la zona de bajas emisiones implementada en Madrid en los años 2022 y 2023 indican que posiblemente dichas medidas hayan producido un impacto en las observaciones de las estaciones situadas dentro de la ZBE. Sin embargo, estas conclusiones preliminares requieren de un análisis más profundo en el que se incluyan otros datos que permitan extraer conclusiones más sólidas.

INTRODUCCIÓN

La Directiva europea relativa a la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos (2016/2284/UE) obliga a los Estados miembros de la Unión Europea a elaborar, adoptar y aplicar programas nacionales de control de la contaminación atmosférica con medidas de reducción de emisiones que permitan alcanzar los objetivos de reducción de emisiones que marca dicha directiva para cada país miembro. Además, la recientemente aprobada Directiva sobre la calidad del aire ambiente obliga a los Estados miembros a establecer una hoja de ruta de calidad del aire, planes de calidad del aire o planes de acción a corto plazo en caso de que se supere un valor límite u objetivo, o exista riesgo de superar los umbrales de alerta o información para determinados contaminantes. Estos programas y planes, tanto a nivel nacional o local, requieren de una estimación del impacto que una determinada medida de reducción de emisiones, o un conjunto de ellas, produce sobre la calidad del aire.

Entre estas medidas de reducción de emisiones, destacan aquellas relacionadas con la limitación del uso de vehículos contaminantes, especialmente en áreas urbanas, puesto que el tráfico rodado es una de las fuentes principales responsable de la contaminación en este tipo de áreas. Por ejemplo, la restricción de la movilidad a causa de la pandemia de la COVID-19, provocó, en particular, una drástica disminución del tráfico y, por ende, una disminución generalizada de las emisiones antropogénicas [1]. Otro ejemplo de dichas medidas son las Zonas de Bajas Emisiones (ZBE), áreas delimitadas dentro de las ciudades en donde se restringe o limita el acceso a vehículos que emiten altos niveles de contaminantes y que en los últimos años se han ido implementando en algunas ciudades españolas. En ambos casos, la pregunta que nos podemos

hacer es la siguiente: ¿cuál ha sido el impacto real de la reducción de emisiones asociadas a la limitación del tráfico rodado en ambas situaciones?

Para dar respuesta a esta cuestión, los datos que provienen de estaciones de medida de calidad del aire constituyen una valiosa fuente de información. Sin embargo, hay que tener en cuenta que los niveles de concentración de los contaminantes atmosféricos no solo están determinados por las emisiones, sino que, además, están sujetos a la evolución en el tiempo de distintas variables meteorológicas como son el viento, la precipitación o la radiación solar, entre otras.

Por tanto, a la hora de evaluar y cuantificar el efecto que han tenido unas determinadas medidas de reducción de emisiones sobre los niveles de calidad del aire, no se puede comparar directamente los datos observados tras la implementación de las medidas de mejora con los datos observados previamente a la puesta en marcha de estas, ya que en ambos periodos las condiciones meteorológicas no han sido las mismas. Una forma de descartar este efecto meteorológico consiste en realizar una estimación para el periodo en el que ya están en marcha las medidas de mejora, de cuáles hubieran sido las observaciones si tales medidas no se hubiesen aplicado. La comparación de estas observaciones, llamémoslas, “ficticias”, con las observaciones reales, permiten obtener una estimación del impacto de la aplicación de las medidas de mejora, evitando el impacto meteorológico.

Existen diversas metodologías para obtener esas observaciones “ficticias”, que corresponden por tanto a un escenario de emisiones continuista, sin reducción de emisiones, conocido en inglés como **“Business as Usual”** (BAU). Concretamente, en [2] se muestra una revisión de distintos tipos de metodologías recogidas en la literatura que están basadas en el uso de datos observados (BO). Entre ellas cabe destacar, por ejemplo, las que hacen uso de modelos de machine learning (ML) (como las utilizadas en [3] y [4]), fundamentados en el aprendizaje de datos históricos. Concretamente, consideran como entrada de aprendizaje, además de datos históricos de la concentración del contaminante objeto de estudio, algunas variables meteorológicas históricas, de manera que el valor de concentración que predicen toma en consideración las variaciones meteorológicas. Tras el proceso de aprendizaje, y a partir de una predicción de las mismas variables meteorológicas (obtenidas con modelos meteorológicos predictivos), estos modelos de ML permiten predecir la concentración del contaminante estudiado en esas condiciones meteorológicas previstas.

El objetivo de este trabajo es mostrar el potencial que pueden tener estos métodos que combinan el uso observaciones y técnicas de machine learning para estimar las concentraciones de NO₂ y O₃ que se hubieran observado si no se hubieran reducido las emisiones, y así hacer una estimación real del impacto de dichas reducciones, en dos casos de estudios diferente: 1) la reducción de emisiones durante el año 2020 debido a la limitación de movilidad causada por la pandemia de la COVID-19; 2) la reducción de emisiones en la zona de bajas emisiones implementada en Madrid en los años 2022 y 2023.

METODOLOGÍA

En ambos casos de estudio se ha utilizado la misma **metodología basada en observaciones** (BO), en la que se diferencian los siguientes pasos: 1) la estimación de las concentraciones

“ficticias” en los escenarios “business-as-usual” (BAU), que serían las concentraciones BAU para el año 2020 (para el estudio de reducción de emisiones por la COVID-19) y para los años 2022 y 2023 (en el estudio de la ZBE implementada en Madrid) y, 2) la comparación de estas concentraciones BAU “ficticias” con los valores observados en 2020 y en 2022 y 2023, respectivamente.

Este estudio está centrado en el análisis de determinadas métricas diarias de NO₂ y O₃ sobre la Península Ibérica. Aunque, para el caso de estudio de la ZBE de Madrid, los resultados que se presentan están acotados al municipio de Madrid.

La aplicación de esta metodología se ha realizado de manera independiente en cada estación de observación. Los datos de la serie histórica de observaciones utilizadas para el aprendizaje del modelo han sido tomados de la base de datos sobre calidad del aire de la Agencia Europea de Medio Ambiente [5], teniendo en cuenta todo tipo de estaciones de calidad del aire en zonas urbanas, suburbanas y rurales con una cobertura temporal de, al menos, el 75% en el período de estudio.

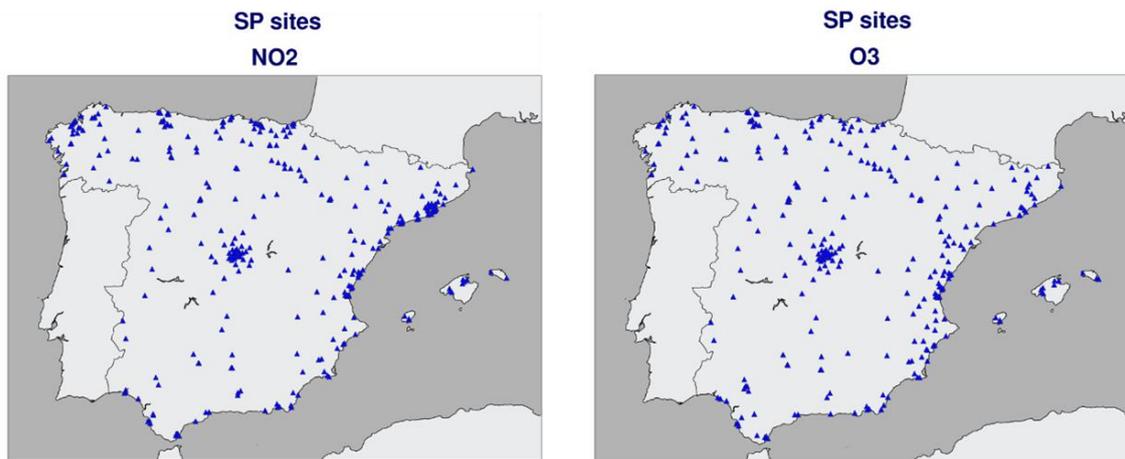


Figura 1. Estaciones de observación usadas para estimar las concentraciones BAU del año 2020

Para el caso de estudio sobre la reducción de emisiones por la COVID-2019, se han seleccionado todas las estaciones que cumplen los requerimientos mencionados anteriormente en todo el territorio peninsular (véase la **Figura 1**). Para el caso de estudio de la ZBE de Madrid, el estudio que se presenta se limita a las estaciones del municipio de Madrid que disponen de datos con la cobertura temporal indicada anteriormente (véase la **Figura 2**).

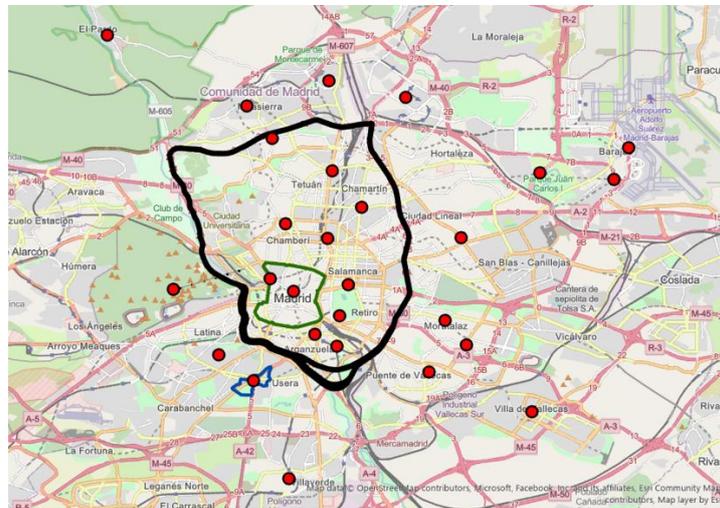


Figura 2. Estaciones de observación del Ayto. de Madrid usadas para estimar las concentraciones BAU del año 2022 y 2023

Para cada estación y contaminante se ha calculado la media diaria (mhd) de NO_2 y O_3 en los años 2020, 2022 y 2023 y, además, también se ha calculado para el año 2019 con el objetivo de poder evaluar la precisión de estimaciones BAU del GAM [6].

Estimación de las concentraciones BAU

La estimación de las concentraciones BAU, en cada estación de observación y en ambos casos de estudio, se ha realizado mediante el uso de un **modelo aditivo generalizado** (GAM, por siglas en inglés, *Generalized Additive Model*) de manera similar a Ordóñez et al. [4]. Se trata de un tipo de modelo de machine learning que combina conceptos de modelos lineales generalizados (GLM) y funciones suaves no paramétricas, lo que permite capturar relaciones complejas y flexibles sin necesidad de especificar una forma exacta para cada predictor.

El GAM se entrenó con datos históricos de concentraciones atmosféricas (variables objetivo), así como de variables meteorológicas de años previos a los años de estudio (variables predictoras) y luego se aplicó para estimar las concentraciones BAU para los años 2020 y 2022 y 2023, utilizando los datos meteorológicos de 2020, 2022 y 2023, respectivamente (**Figura 3**). En cada estación de observación y en cada año de estudio (2020, 2022 y 2023), para obtener las concentraciones BAU se hizo uso, en realidad, de cuatro GAM, aplicados a diferentes periodos (enero-marzo, abril-junio, julio-septiembre y octubre-diciembre). Cada uno de estos cuatro GAM se entrenó utilizando datos desde el año 2015 hasta el 2019, incluido. El entrenamiento se realizó con las métricas diarias mencionadas anteriormente para cada contaminante y en cada estación de observación.

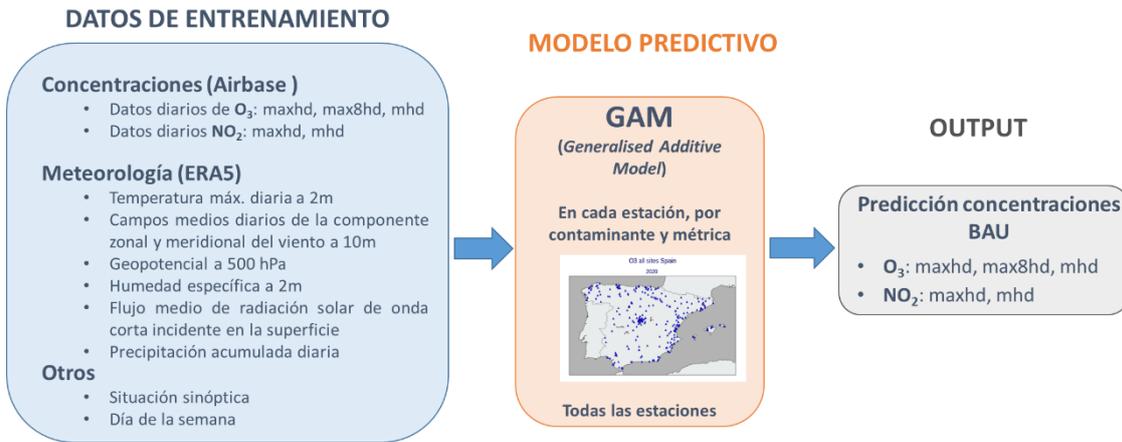


Figura 3. Esquema del modelo GAM

Datos de entrenamiento

A continuación, se describe más detalladamente cada uno de los conjuntos de datos que se han utilizado para entrenar el GAM según su rol en el modelo:

- **Variables objetivo:** concentraciones medias diarias de O_3 y NO_2 calculadas a partir de los datos horarios procedentes de la base de datos sobre calidad del aire de la Agencia Europea de Medio Ambiente [5].
- **Variables predictoras meteorológicas:** las variables utilizadas para entrenar los modelos fueron tomadas del reanálisis meteorológico ERA5 [7], con una resolución horizontal de $0,75^\circ \times 0,75^\circ$. En concreto, se ha utilizado la temperatura máxima diaria del aire a 2 m; los campos medios diarios de los componentes zonal y meridional del viento a 10 m; la altura geopotencial de 500 hPa; la humedad específica a 2 m; el flujo de radiación solar descendente y la precipitación acumulada diaria.
- **Variables predictoras categóricas:** día de la semana y la clasificación sinóptica (esta última no se ha incluido en los GAM de los años 2022 y 2023).

RESULTADOS

A continuación, se presentan los resultados de las estimaciones del modelo GAM para cada uno de los casos de estudio.

Reducción de emisiones por la COVID-19

Las medidas de confinamiento y las restricciones de movilidad que se llevaron a cabo para frenar la propagación de la COVID19 provocaron la disminución significativa de numerosas actividades de distintos sectores (transporte, industria, comercio, construcción, etc.). Por ejemplo, en

España debido al confinamiento y posteriormente a las restricciones de movilidad entre comunidades autónomas, durante el año 2020 se redujo drásticamente el uso de vehículos particulares y del transporte público. También, la industria se vio afectada por esta situación y muchas fábricas y plantas industriales tuvieron que reducir, o incluso detener sus actividades, especialmente en las primeras etapas de la pandemia.

Como consecuencia de esta reducción de las actividades en distintos sectores económicos, se produjo un descenso en las emisiones contaminantes de origen antropogénico. Por tanto, la pandemia brindó un escenario inédito para observar y estudiar los efectos de una reducción en las emisiones en las concentraciones de distintos contaminantes atmosféricos. En particular, este estudio tiene como objeto analizar el efecto en las concentraciones de NO_2 y O_3 provocados por las reducciones de emisiones procedentes del tráfico rodado dentro de las áreas urbanas.

En general, los resultados de la comparación de las estimaciones del GAM con las observaciones a lo largo del año 2020 indican descensos en las concentraciones medias de NO_2 en la mayor parte de del territorio peninsular y, en particular, en todas las áreas urbanas. No ocurre lo mismo con la media anual de O_3 , para la que en numerosas estaciones situadas en áreas urbanas se produjeron aumentos (véase la Figura 4) [7]. Estos aumentos en los valores medios anuales de O_3 se relacionan con incremento de O_3 durante las noches y el invierno a consecuencia de una menor titración por NO , causada precisamente por los descensos de NO_x en dichas áreas [8] y [9].

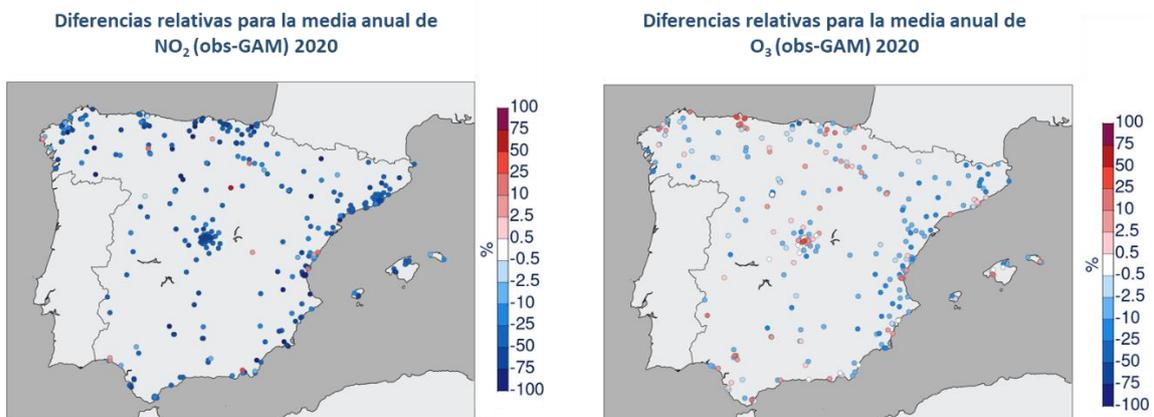


Figura 4. Diferencias relativas entre la media anual observada en cada estación media y anual estimada por el GAM para el NO_2 (izq.) y el O_3 (dcha.)

En las figuras 5 y 6 se muestran las series temporales de los valores medios diarios de NO_2 para dos estaciones urbanas: ES0120A-Ramón y Cajal (situada en la ciudad de Madrid) y ES0817A-La Ranilla (situada en la ciudad de Sevilla). Los valores observados están representados en negro y los estimados por el GAM, en violeta. En ambas estaciones disminuyeron considerablemente los valores observados, especialmente en el periodo correspondiente al confinamiento (entre el 14 de marzo y el 21 de junio), en comparación con los valores medios diarios estimados por el GAM,

que se corresponden con los valores que se hubieran observado en la situación ficticia de un año 2020 BAU (“Business as usual”).

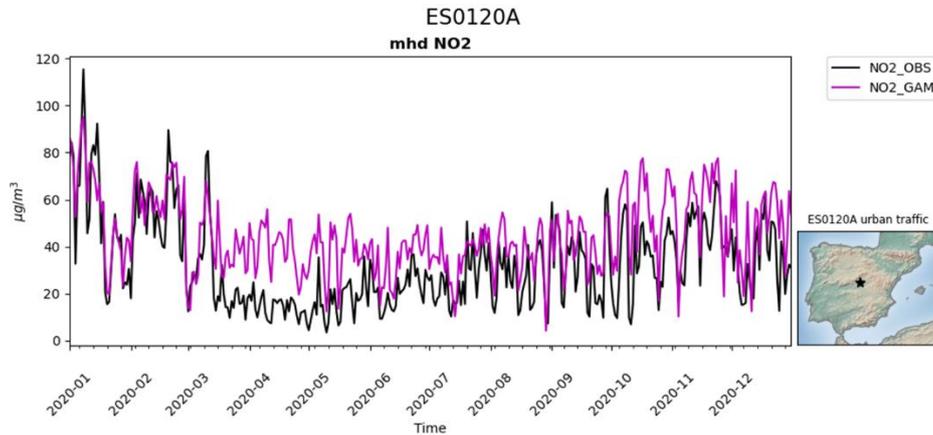


Figura 5. Evolución de la mhd de NO₂ en el año 2020 en la estación ES0120A-Ramón y Cajal (Madrid). En negro las observaciones reales y en violeta las observaciones BAU (“ficticias”) estimadas por el GAM.

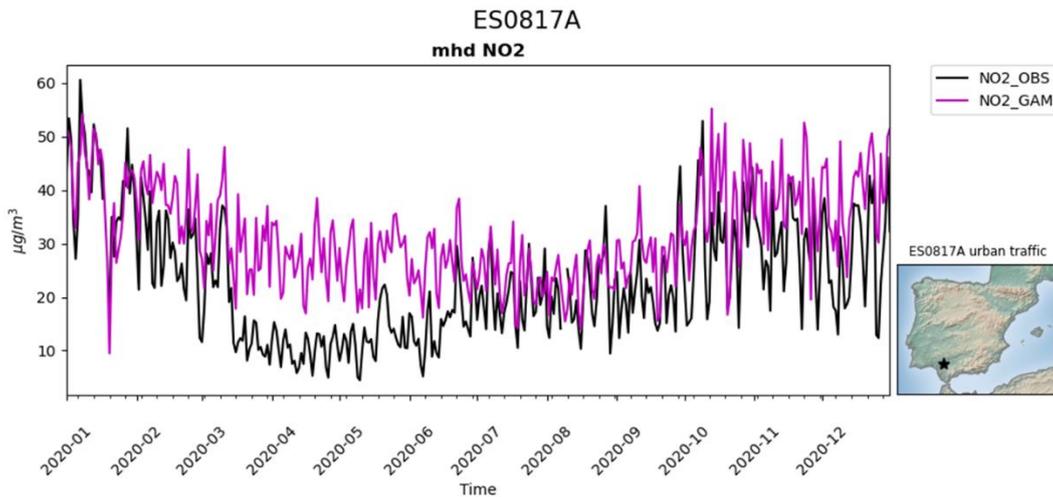


Figura 6. Evolución de la mhd de NO₂ en el año 2020 en la estación ES0817A-La Ranilla (Sevilla). En negro las observaciones reales y en violeta las observaciones BAU (“ficticias”) estimadas por el GAM.

Las figuras 7 y 8 se corresponden con las series temporales de la media diaria de O₃ observada y estimada por el GAM en las estaciones ES0124A-Arturo Soria (Madrid) y la ES1635A- Alacant-El Plá (Alicante). En ambas, el comportamiento del GAM con respecto a las observaciones es muy similar, indicando una diferencia positiva entre la observación y el GAM y, por tanto, un aumento de la concentración media de O₃ a partir del mes de marzo, coincidiendo con el inicio del confinamiento.

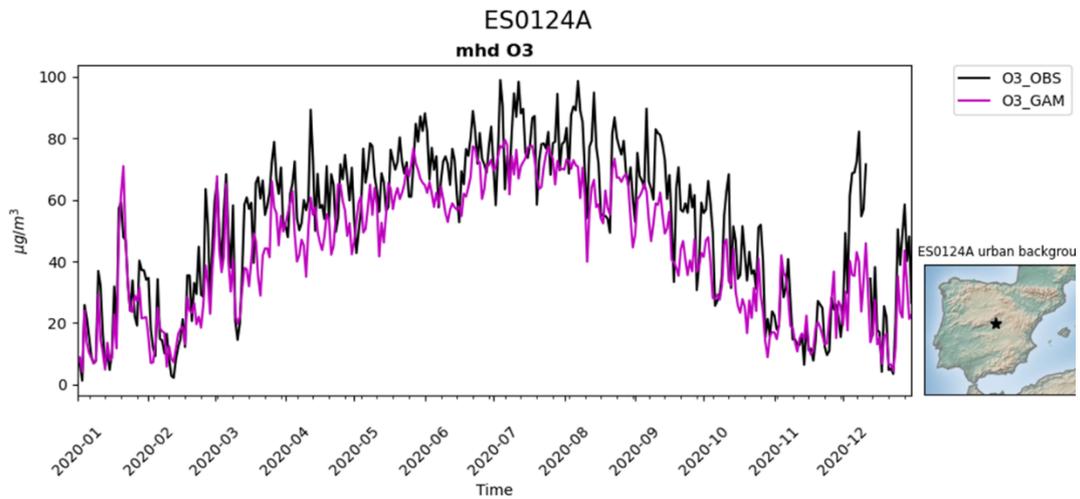


Figura 7. Evolución de la mhd de O₃ en el año 2020 en la estación ES0124A-Arturo Soria (Madrid). En negro las observaciones reales y en violeta las observaciones BAU (“ficticias”) estimadas por el GAM.

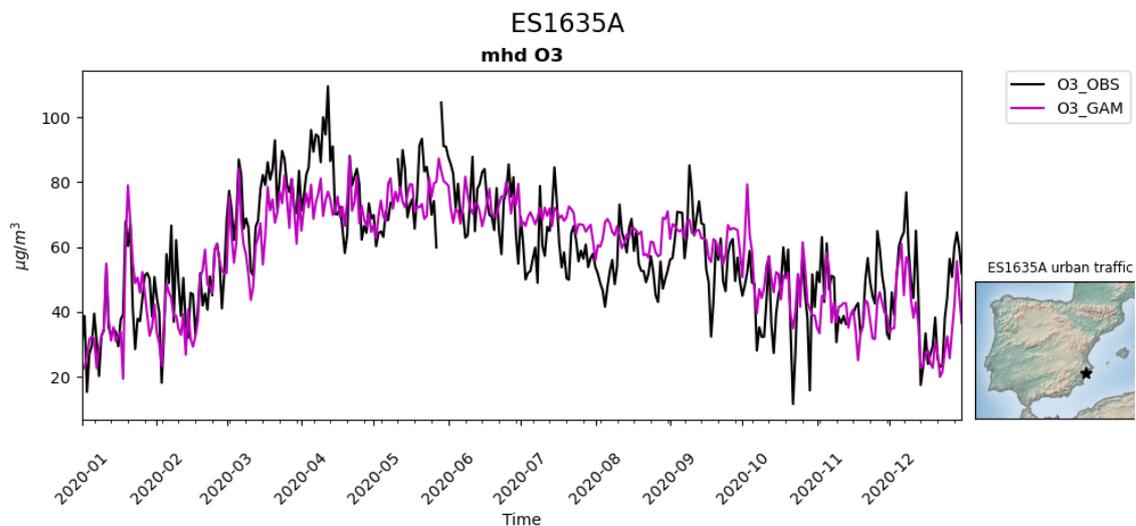


Figura 8. Evolución de la mhd de O₃ en el año 2020 en la estación ES1635A- Alacant-El Plá (Alicante). En negro las observaciones reales y en violeta las observaciones BAU (“ficticias”) estimadas por el GAM.

Reducción de emisiones en la ZBE de Madrid

En el año 2022 fue implementada en la ciudad de Madrid una Zona de Bajas Emisiones (ZBE) como parte de las medidas para reducir las emisiones contaminantes provenientes del tráfico y mejorar la calidad del aire. Esta zona, también conocida como Madrid 360, está delimitada por el perímetro de la M-30 (véase la Figura 9) e incluye restricciones para vehículos que no cumplen

unos determinados requisitos recogidos en la Ordenanza de Movilidad Sostenible del municipio (principalmente vehículos con clasificación ambiental A, según su potencial contaminante). La implementación de las restricciones de acceso y circulación a estos vehículos se ha ido haciendo de manera progresiva, de manera que, a partir del 1 de enero de 2022 quedaba prohibido su acceso y circulación (salvo excepciones) al interior de la M-30 y a partir del 1 de enero de 2023 se añadía a esta prohibición la propia M-30.

Además de esta ZBE, en la ciudad existen actualmente dos Zonas de Bajas Emisiones de Especial Protección (ZBEDEP) denominadas “Distrito Centro” y “Plaza Elíptica” en las cuales se han implementado medidas de reducción de emisiones más restrictivas que en la ZBE. La ZBEDEP “Distrito Centro” entró en vigor el 22 de septiembre de 2021 y mantiene el perímetro de la anterior ZBE denominada “Madrid Central” (véase la figura 9), que ya se había implementado a finales de noviembre de 2018 en fase informativa y en enero de 2019 entró en funcionamiento, con dos meses de notificaciones de las infracciones sin multas. La segunda ZBEDEP, “Plaza Elíptica”, entró en vigor en diciembre de 2021, funcionando también durante dos meses en fase de aviso y comprende el perímetro que se puede ver en la Figura 9.

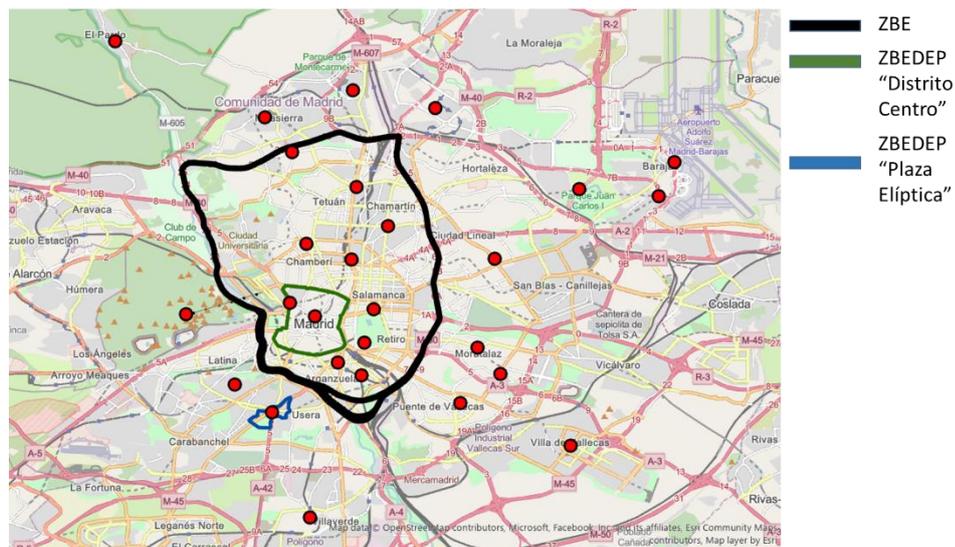


Figura 9. Mapa de las zonas de bajas emisiones de Madrid

Los resultados de la estimación del GAM para las concentraciones diarias de NO_2 y O_3 en los años 2022 y 2023 se han comparado con las observaciones de esos mismos años, con el objetivo de cuantificar el impacto real que ha supuesto la implementación de la ZBE en dichos años. Además, a la hora de valorar dicho impacto, se han tenido en cuenta los errores del propio GAM haciendo uso los datos de la evaluación del GAM en 2019 en cada una de las estaciones.

En el estudio no se han incluido las estaciones de la ZBEDEP “Distrito Centro”, por tratarse de un área en la que ya se habían implementado medidas de reducción de emisiones desde el año 2019, como se ha indicado anteriormente. Hay que remarcar que se trata de un estudio

preliminar para ilustrar el potencial que tiene esta metodología a la hora de evaluar las medidas de reducción de emisiones en este tipo de zonas, por lo que las conclusiones que aquí se exponen requieren de un análisis más profundo en el que se incluya información de otras fuentes de datos (aforos, etc.) que nos pueda llevar a la correcta interpretación de los resultados.

En el interior de la ZBE, en general, se aprecia cierta disminución de las concentraciones de la media diaria de NO_2 , aunque este impacto no se aprecia por igual en todas las estaciones. Una de las estaciones donde más impacto se observa es la estación ES0118A-Escuelas Aguirre. En las figuras 10 y 11 se muestran las series temporales de la media diaria de NO_2 en esta estación para los años 2022 y 2023. La línea negra representa los datos observados y la violeta los datos modelados por el GAM. Se observa que los datos GAM (que representan los datos que se hubieran observado sin la implementación de la ZBE) están en torno a unos $24\text{-}27\mu\text{g}/\text{m}^3$ por encima de los datos observados, de media en el año. Ahora bien, atendiendo a los valores medios obtenidos en la evaluación que se ha realizado para el año 2019 (Tabla 1), el GAM en esta estación tiene una tendencia a sobrestimar los valores de la mhd de NO_2 , por lo que esa diferencia entre la media anual del GAM y de la observación en 2022 y 2023 quizás sea algo menor. Aun así, parece una diferencia significativa, que indicaría, a falta de más estudios, una reducción de la concentración. Teniendo en cuenta que la estación se encuentra ubicada en el interior del perímetro de la M-30, la reducción de concentración parece atribuible a la reducción de emisiones dentro de la ZBE.

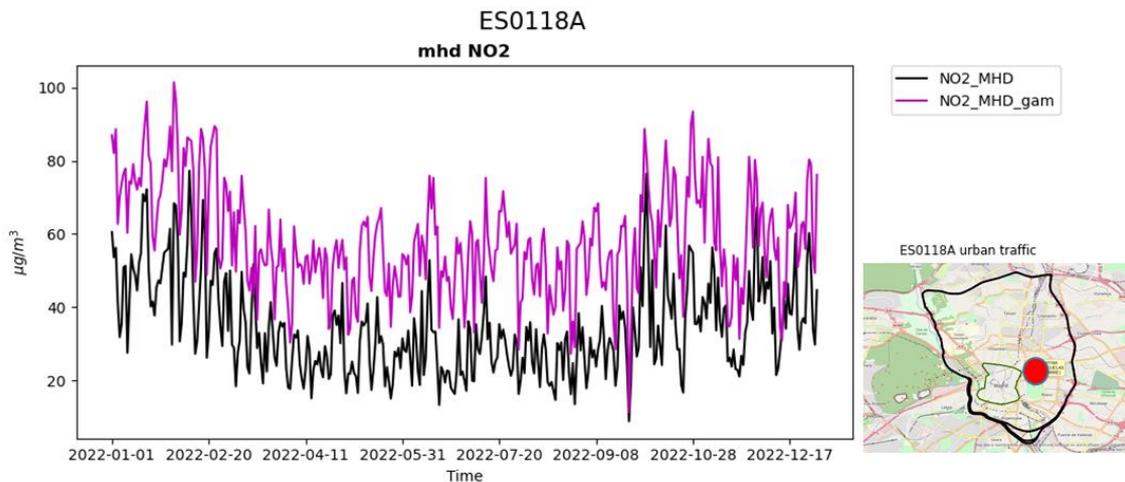


Figura 10. Evolución de la mhd de NO_2 en el año 2022 en la estación ES0118A-Escuelas Aguirre. En negro las observaciones reales y en violeta las observaciones BAU (“ficticias”) estimadas por el GAM.

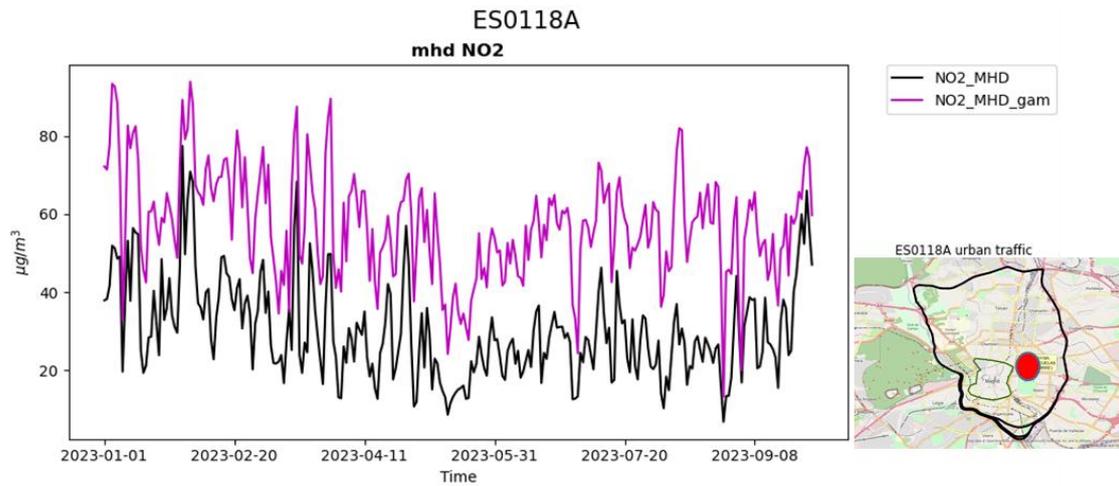


Figura 11. Evolución de la mhd de NO₂ en el año 2023 en la estación ES0118A-Escuelas Aguirre. En negro las observaciones reales y en violeta las observaciones BAU (“ficticias”) estimadas por el GAM.

Tabla 1. Comparativa de las observaciones y el GAM para la media de NO₂ en 2019. ¹

Estación	Media Obs. 2019 (ug/m3)	Media GAM 2019 (ug/m3)
ES0118A-Escuelas Aguirre	51.41	57.33
ES1946-Juan Carlos I	25.84	24.19
ES1943A-Plaza Elíptica	53.47	56.3

Con respecto al comportamiento de los valores medios diarios de O₃ en la estación ES0118A-Escuelas Aguirre, en las figuras 12 y 13 se muestran las series temporales correspondientes al año 2022 y 2023, respectivamente, donde se observa cierto aumento de las concentraciones de O₃ (línea negra) con respecto a lo que se hubiera observado sin las medidas de reducción implementadas en la ZBE (línea violeta).

¹ La estimación de 2019, año previo a la puesta en marcha de medidas de mejora, se ha realizado para evaluar el comportamiento de las técnicas de ML. Sería esperable, para un correcto funcionamiento de esta metodología, que las predicciones del GAM(2019) fuesen acordes a las mediciones en 2019, ya que no habría cambios significativos en el nivel de emisiones para ese año.

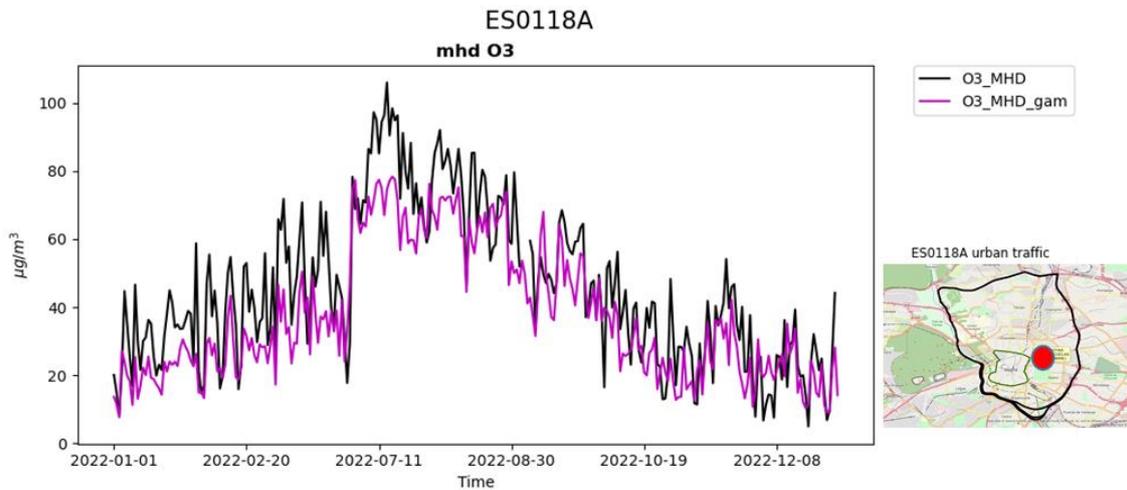


Figura 12. Evolución de la mhd de O₃ en el año 2022 en la estación ES0118A-Escuelas Aguirre. En negro las observaciones reales y en violeta las observaciones BAU (“ficticias”) estimadas por el GAM.

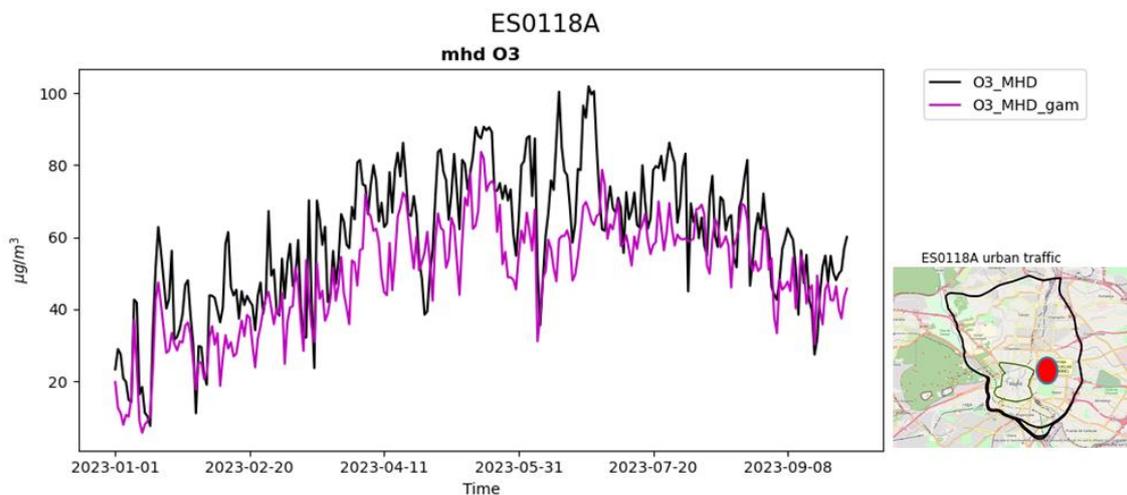


Figura 13. Evolución de la mhd de O₃ en el año 2023 en la estación ES0118A-Escuelas Aguirre. En negro las observaciones reales y en violeta las observaciones BAU (“ficticias”) estimadas por el GAM.

Por otra parte, fuera de la ZBE encontramos varias estaciones donde apenas se aprecian disminuciones en las concentraciones de NO₂, y otras donde sí se pueden observar algunas reducciones. En las figuras 14 y 15, mostramos los datos de NO₂ obtenidos para la estación ES1946-Juan Carlos I como ejemplo de estación en la que no se aprecian diferencias entre la observación real (línea negra) y la observación simulada por el GAM (línea violeta), como cabe esperar, pues se encuentra fuera de la ZBE. Atendiendo a los valores medios de NO₂ de la evaluación de esta estación en 2019 (Tabla 1), se puede decir que el error que podría estar

cometiendo el GAM en 2022 y 2023 no debe ser muy alto. En cuanto a los valores de la mhd de O_3 (figuras 16 y 17), tampoco se aprecian diferencias significativas en esta estación.

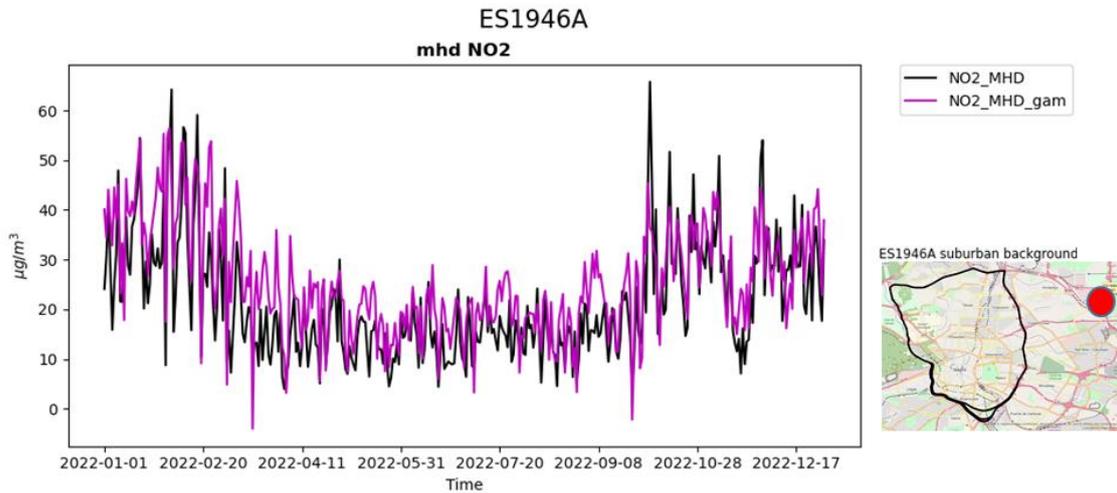


Figura 14. Evolución de la mhd de NO_2 en el año 2022 en la estación ES1946-Juan Carlos I. En negro las observaciones reales y en violeta las observaciones BAU (“ficticias”) estimadas por el GAM.

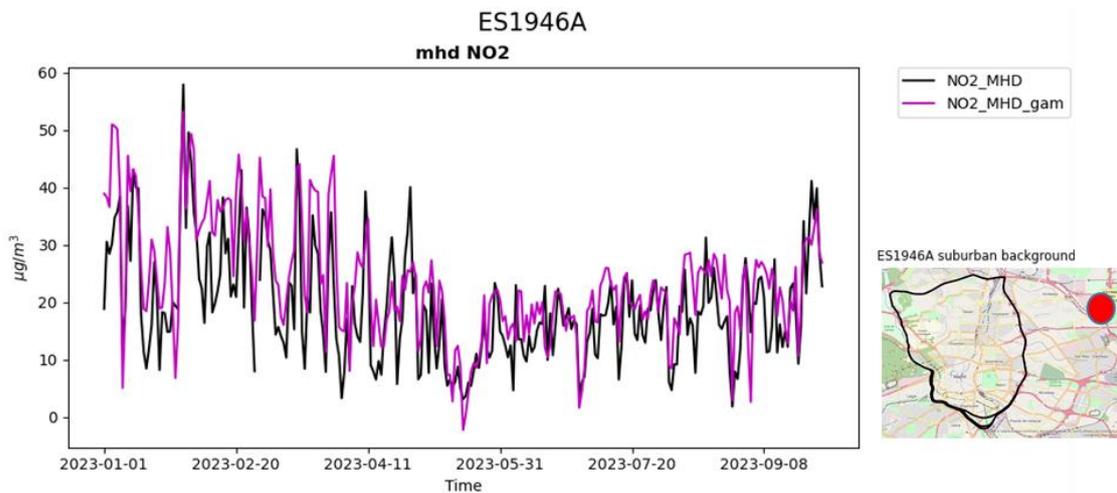


Figura 15. Evolución de la mhd de NO_2 en el año 2023 en la estación ES1946-Juan Carlos I. En negro las observaciones reales y en violeta las observaciones BAU (“ficticias”) estimadas por el GAM.

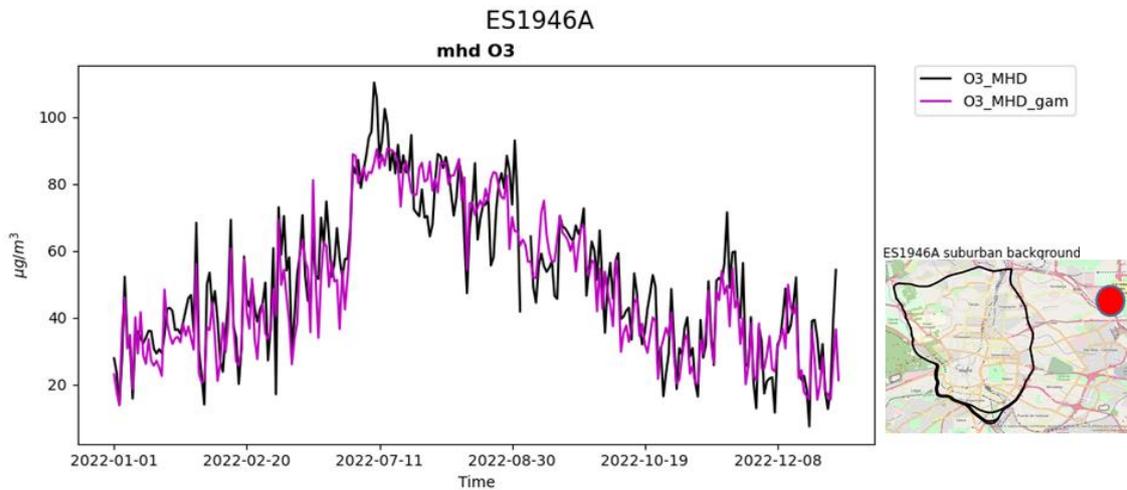


Figura 16. Evolución de la mhd de O₃ en el año 2022 en la estación ES1946-Juan Carlos I. En negro las observaciones reales y en violeta las observaciones BAU (“ficticias”) estimadas por el GAM.

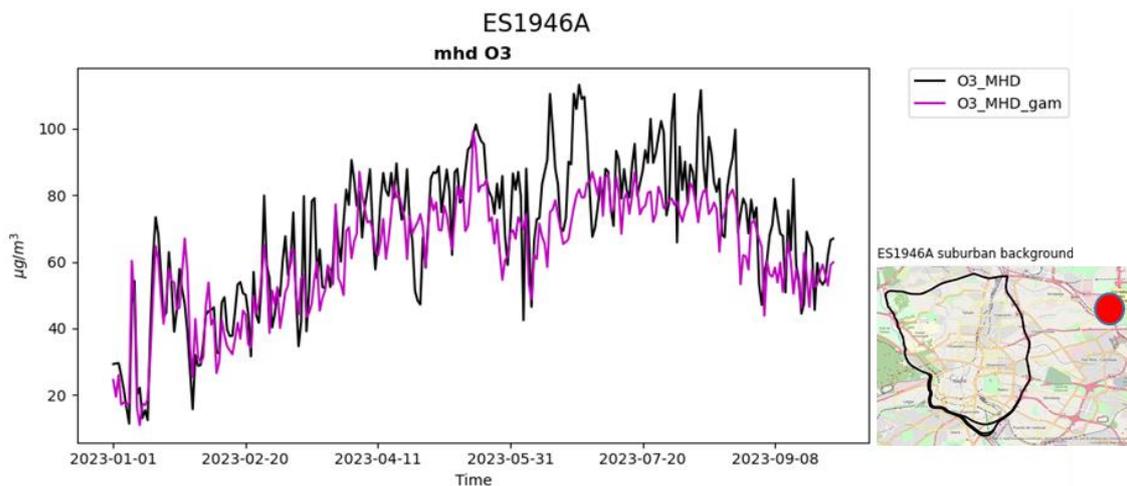


Figura 17. Evolución de la mhd de O₃ en el año 2023 en la estación ES1946-Juan Carlos I. En negro las observaciones reales y en violeta las observaciones BAU (“ficticias”) estimadas por el GAM.

Con respecto a la ZBEDEP “Plaza Elíptica” (implementada en el año 2022), las figuras 18 y 19 ilustran los datos para la estación ES1943A-Plaza Elíptica, que se encuentra en su interior. En ambas figuras, se puede ver que las observaciones previstas por el GAM para los años 2022 y 2023 (que se hubieran producido sin reducción de emisiones en la zona), son claramente superiores a las que realmente se observaron. Además, si tenemos en cuenta que la media anual de las estimaciones del GAM en esta estación en 2019 (Tabla1) es muy cercana a la observada, es probable que el error del GAM en 2022 y 2023 esté en un rango similar (en torno a 4µg/m³).

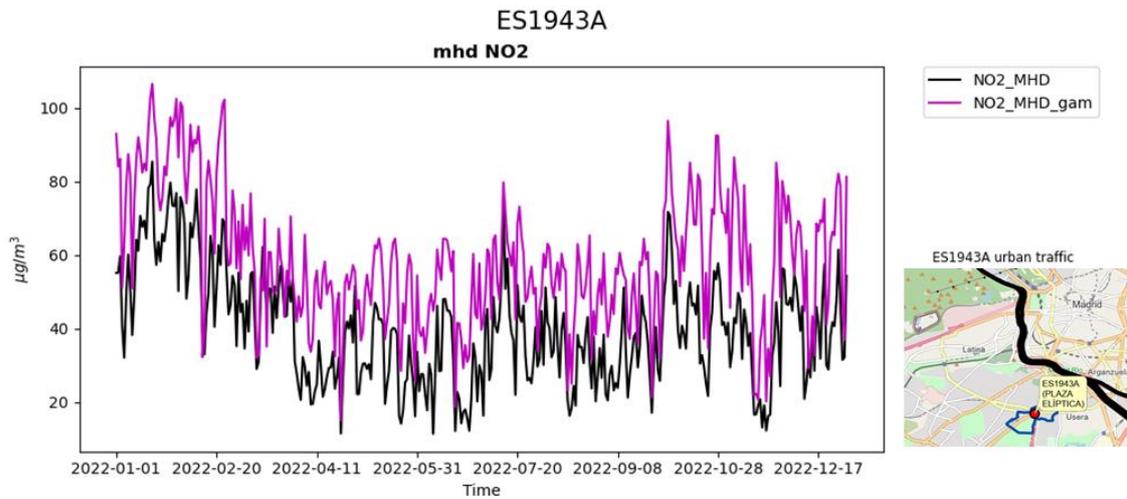


Figura 18. Evolución de la mhd de NO₂ en el año 2022 en la estación ES1943-Plaza Elíptica. En negro las observaciones reales y en violeta las observaciones BAU (“ficticias”) estimadas por el GAM.

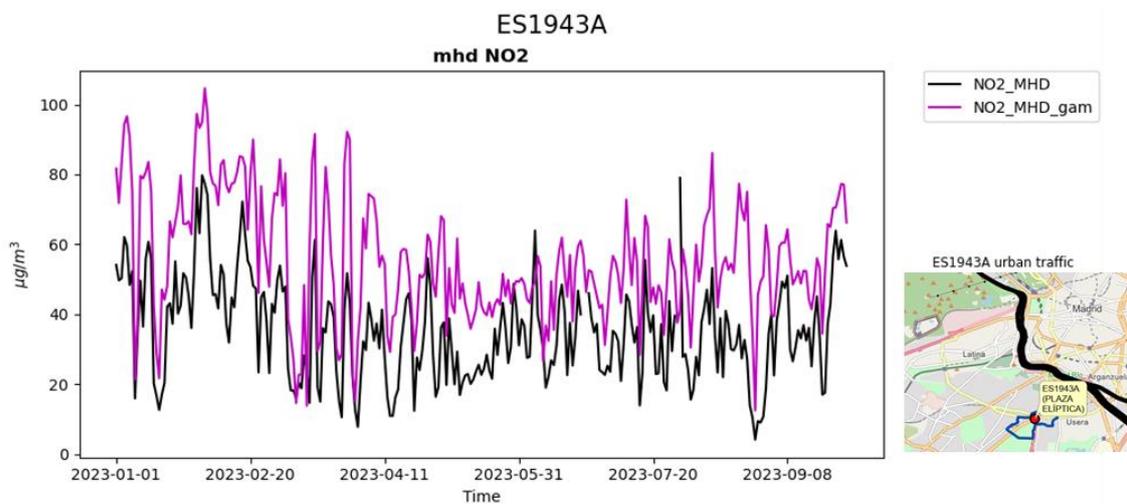


Figura 19. Evolución de la mhd de NO₂ en el año 2023 en la estación ES1943-Plaza Elíptica. En negro las observaciones reales y en violeta las observaciones BAU (“ficticias”) estimadas por el GAM.

CONCLUSIONES

Los métodos de machine learning basados en observaciones (BO) nos permiten predecir niveles de concentración de contaminantes teniendo en cuenta condiciones meteorológicas del futuro o del pasado y sin considerar cambios en las emisiones, por lo que son útiles para hacer

estimaciones de concentraciones de contaminantes atmosféricos en escenarios BAU (“Business as usual”). Sin embargo, hay varios aspectos que hay que tener en cuenta a la hora de usar estos métodos: el propio error que comenten y también la limitación que tienen a la hora de prever eventos que no se hayan observado con anterioridad, pues sus estimaciones están basadas en el aprendizaje de datos históricos.

Para el caso de estudio de la reducción de emisiones producida por la pandemia de la COVID19, esta metodología indica que, en las áreas urbanas de la Península, hubo un claro descenso de la concentración media diaria de NO₂ y un aumento de la concentración media de O₃ principalmente entre marzo y junio de 2020, cuando tuvo lugar el confinamiento.

Por otra parte, los resultados relativos al estudio de la reducción de emisiones en la zona de bajas emisiones (ZBE) implementada en Madrid en los años 2022 y 2023 indican que posiblemente dichas medidas hayan producido ciertos descensos en las concentraciones diarias de NO₂ y ciertos aumentos en las concentraciones medias diarias de O₃, en las estaciones situadas dentro de la ZBE. Sin embargo, es necesario hacer un estudio más profundo con otro tipo de datos, como por ejemplo mapas de aforos que permitan evaluar cambios en el patrón de circulación, para poder interpretar mejor los resultados y extraer conclusiones más concisas.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] Guevara, M., Jorba, O., Soret, A., Petetin, H., Bowdalo, D., Serradell, K., Tena, C., Denier van der Gon, H., Kuenen, J., Peuch, V.-H., and Pérez García-Pando, C. (2021). Time-resolved emission reductions for atmospheric chemistry modelling in Europe during the COVID-19 lockdowns, *Atmos. Chem. Phys.*, 21, 773–797, <https://doi.org/10.5194/acp-21-773-2021>.
- [2] Gkatzelis, G. I., Gilman, J. B., Brown, S. S., Eskes, H., Gomes, A. R., Lange, A. C., McDonald, J.P., Petzold, A., Thompson C.R., Kiendler-Scharr, A. (2021). The global impacts of COVID-19 lockdowns on urban air pollution: A critical review and recommendations. *Elementa: Science of the Anthropocene* 21; 9 (1): 00176.
- [3] Petetin, H., Bowdalo, D., Soret, A., Guevara, M., Jorba, O., Serradell, K., and Pérez García-Pando, C. (2020): Meteorology-normalized impact of the COVID-19 lockdown upon NO₂ pollution in Spain, *Atmos. Chem. Phys.*, 20, 11119–11141
- [4] Ordóñez, C., Garrido-Perez, Jose M., García-Herrera, R. (2020): Early spring near-surface ozone in Europe during the COVID-19 shutdown: Meteorological effects outweigh emission changes. *Science of The Total Environment*, 747, 141322
- [5] EEA, 2023 (<https://discomap.eea.europa.eu/map/fme/AirQualityExport.html>)
- [6] Vivanco M.G, Theobald M.R, Hernández C., Garrido J.L., Gil V., Ordóñez C., Garrido J.M., Rodríguez Sánchez A., Martín F., Guevara M., Petetin H. (2025) Evaluating the sensitivity of an air quality model to emission changes: lessons from COVID-19. (*En preparación*)

CONAMA 2024

APLICACIÓN DE TÉCNICAS DE MACHINE LEARNING PARA EVALUAR EL IMPACTO DE MEDIDAS DE CALIDAD DEL AIRE

- [7] Hersbach H., Bell B., Berrisford P., Hirahara S., Horányi A., Muñoz-Sabater J., Nicolas J., Peubey C., Radu R., Schepers D., Simmons A., Soci C., Abdalla S., Abellan X., Balsamo G., Bechtold P., Biavati G., Bidlot J., Bonavita M., De Chiara G., Dahlgren P., Dee D., Diamantakis M., Dragani R., Flemming J., Forbes R., Fuentes M., Geer A., Haimberger L., Healy S., Hogan R.J., Hólm E., Janisková M., Keeley S., Laloyaux P., Lopez P., Lupu C., Radnoti G., de Rosnay P., Rozum I., Vamborg F., Villaume S., Thépaut J.N. (2020). The ERA5 global reanalysis. *Q J R Meteorol Soc*; 146: 1999–2049. <https://doi.org/10.1002/qj.3803>

- [8] Vivanco M.G., Garrido J.L, Martín F, Theobald M.R, Gil V., Santiago J.L., Lechón Y, Gamarra A.R, Sánchez E., Alberto A., Bailador A., (2021). Assessment of the Effects of the Spanish National Air Pollution Control Programme on Air Quality. *Atmosphere*, 12(2), 158

- [9] Vivanco M.G., Theobald M., Gil V., Garrido J.L, Martín F., Santiago J.L. (2021). Efecto sobre la concentración en aire de O₃ en España de una reducción de las emisiones de NO_x. Comunicación Técnica CONAMA. ISBN: 978-84-09-31739-4. *Recopilación de Publicaciones Científico Técnicas y de Difusión de Proyectos aceptadas en el Marco del Congreso Nacional del Medio Ambiente*