



Universidad de Valladolid

FACULTAD DE CIENCIAS

TRABAJO FIN DE GRADO

Grado en Física

**ANÁLISIS ESPACIAL DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA
EN UN NÚCLEO URBANO**

Autor: Diego Conde Caballero

Tutores:

Isidro Pérez Bartolomé

María Ángeles García Pérez

2025

RESUMEN	<i>ii</i>
ABSTRACT	<i>ii</i>
1. INTRODUCCIÓN	1
2. MATERIALES Y MÉTODOS	7
2.1. BASE DE DATOS	7
2.2. CLASIFICACIÓN DE LAMB	8
2.3. INDICADORES ESTADÍSTICOS	11
2.3.1. CUANTILES	11
2.3.2. MEDIA	12
2.3.3. RANGO INTERCUARTÍLICO	12
2.3.4. ÍNDICE DE YULE-KENDALL	13
2.3.5. CURTOSIS ROBUSTA	13
2.4. ANÁLISIS GRÁFICO	14
2.4.1. GRÁFICO DE CAJAS Y BIGOTES	14
2.4.2. ISOLINEAS DE CONCENTRACIÓN	15
2.5. AJUSTE ARMÓNICO	16
3. RESULTADOS	17
3.1. ESTADÍSTICOS DE LOS CONTAMINANTES	17
3.2. SITUACIONES SINÓPTICAS	18
3.3. ANÁLISIS ESPACIAL DE LOS CONTAMINANTES	20
3.3.1. PROMEDIO GENERAL	20
3.3.2. NO ₂	21
3.3.3. O ₃	22
3.3.4. PM ₁₀	23
3.3.5. PM _{2.5}	24
3.4. ANÁLISIS TEMPORAL DE LOS CONTAMINANTES	26
3.4.1. NO ₂	26
3.4.2. O ₃	27
3.4.3. PM ₁₀	28
3.4.4. PM _{2.5}	29
3.5. AJUSTE ARMÓNICO DEL CICLO ANUAL	30
3.5.1. NO ₂	30
3.5.2. O ₃	31
3.5.3. PM ₁₀	32
3.5.4. PM _{2.5}	33
4. CONCLUSIONES	35
5. REFERENCIAS	37
6. FIGURAS Y TABLAS	41

RESUMEN

El presente trabajo analiza la relación entre las concentraciones de diferentes contaminantes atmosféricos y las situaciones sinópticas según la clasificación de Lamb. Para ello se hace uso de una base de datos centrada en Londres de la cual se obtienen los niveles de concentración diarios de NO₂, O₃, PM₁₀ y PM_{2.5} de diferentes estaciones de medición en el período de 2007-2011. Así mismo, se realiza un análisis estadístico detallado de las concentraciones diarias de los contaminantes haciendo uso de parámetros estadísticos como son la media, la mediana, el índice de Yule-Kendall y la curtosis robusta. Del mismo modo, se analiza cuáles son los tipos sinópticos que se presentan con mayor frecuencia, comprobando que son la situación sinóptica antícyclónica (23.88%), seguida del tipo sinóptico del oeste (10.46%), el tipo del suroeste (9.04%) y la situación sinóptica ciclónica (7.72%). Se observa cómo influye cada una de las situaciones sinópticas en el nivel de concentración y en la distribución espacial de dichas concentraciones. A mayores también se realiza un estudio temporal de la evolución de la concentración de los distintos contaminantes y finalmente se comparan los valores promedio de las diferentes situaciones sinópticas más frecuentes con valores modelados obtenidos a través de un ajuste armónico. Se comprueba cómo, en el caso del NO₂ y PM₁₀, es en el centro donde existe mayor concentración de contaminantes frente a la periferia, mientras que en el caso del O₃ y PM_{2.5}, el centro actúa como sumidero. Del mismo modo, se observa cómo los niveles de contaminación de los diferentes contaminantes siguen comportamientos armónicos a lo largo del año.

ABSTRACT

The present study analyzes the relationship between the concentration of various atmospheric pollutants and synoptic weather types based on Lamb classification. For this purpose, it is used a London-centered database which provides the daily concentration levels of NO₂, O₃, PM₁₀ and PM_{2.5} from different monitoring stations during the period 2007-2011. A detailed statistical analysis of the daily concentration of the different pollutants is also carried out using statistical parameters such as the mean, the median, the Yule-Kendall index and the robust kurtosis. Additionally, the most frequent synoptic situations are identified, showing that the anticyclonic situation has the highest frequency (23.88%), followed by the westerly type (10.46%), the southwesterly type (9.04%) and the cyclonic situation (7.72%). It is shown how the different synoptic situations influence the concentration levels of the pollutants and their spatial distribution. Moreover, a temporal analysis of the evolution of concentration is done and the average values associated with the most frequent synoptic situations are compared with modeled values obtained through a harmonic adjustment. In the case of NO₂ and PM₁₀ it is observed how the highest concentration levels appear in the center whereas for O₂ and PM_{2.5} the center acts as a sink. Finally, the study shows how the pollution levels of the pollutants analyzed follow harmonic patterns throughout the year.

1. INTRODUCCIÓN

La OMS (2018) en el Informe del Director de la 71.^a Asamblea Mundial de la Salud, determinó que “los factores de riesgo ambientales conocidos y evitables provocan al menos 13 millones de muertes al año y aproximadamente un cuarto de la carga mundial de morbilidad. Solo la contaminación del aire causa unos 6.5 millones de muertes al año (WHO, 2016), esto es, una de cada ocho muertes, lo que la convierte en uno de los principales riesgos mundiales para la salud”.

La OMS define la contaminación del aire como la presencia en él de agentes químicos, físicos o biológicos que alteran las características naturales de la atmósfera.

En 2019, el 99% de la población mundial vivía en lugares donde no se respetaban las Directrices de la OMS sobre Calidad del Aire (OMS, 2024).

Bien es sabido que las ciudades son un importante foco de contaminación, sin embargo, dichas concentraciones de contaminantes no son solo provenientes de fuentes urbanas de contaminantes, sino que también se ven afectadas por diversas variables atmosféricas, así como por el transporte de contaminación de otras fuentes.

Para comparar adecuadamente el contraste entre la contaminación atmosférica de las zonas rurales y urbanas se pueden utilizar métodos similares al utilizado por *Han et al.* (2023), en el que se emparejan estaciones urbanas y no urbanas, de manera que las primeras se encuentren en un radio de 50 km de distancia de un núcleo suburbano y las estaciones rurales estando a una distancia de 100 km. De esta manera, se obtuvo en dicho análisis el hallazgo de que las diferencias de ozono entre zonas urbanas y no urbanas habían disminuido en los últimos 30 años. *Ivanovski et al.* (2023) clasificaron las estaciones en Eslovenia según el origen de la contaminación proveniente del tráfico, fuentes industriales y de fondo. Dichos autores pudieron comprobar cómo la concentración mayor de NO₂ y de PM₁₀ se encontraba en estaciones de tráfico, mientras que dichos valores referentes a estaciones industriales estaban situados entre los de dos estaciones de fondo.

Así mismo, también se ha de tener en cuenta el tamaño de la ciudad en la cual se realiza el análisis de los contaminantes, ya que en general el contraste urbano-rural se suele realizar comparando con grandes núcleos urbanos (*Pérez et al.*, 2024). Pese a ello, en pueblos o ciudades pequeñas también se pueden alcanzar altos niveles de contaminación debido a que pueden ser nodos de transporte o zonas muy turísticas (*Tammekivi et al.*, 2023).

La isla de calor puede ser definida como el fenómeno que se produce en las ciudades por el cual las temperaturas son más altas que en zonas rurales de su entorno, producido en cierta parte por la absorción del calor por ciertos materiales como el asfalto y el hormigón. Así pues, se ha demostrado también cómo ciertas ciudades actúan como islas frías durante el día y que la isla urbana del calor se forma durante la noche. *Ashraf et al.* (2023) descubrieron este efecto en El Cairo, Egipto, el cual está rodeado de desierto de este a oeste y por tierras agrícolas por el norte y sur. Se puede comprobar cómo la temperatura urbana se sitúa durante el día entre la temperatura del desierto y de las zonas agrícolas. Un comportamiento similar se pudo observar durante el verano diurno en Bhopal, India. En cambio, en Guwahati, India, se observó el efecto opuesto (*Mohammad y Goswami*, 2023). Ambos comportamientos se explican gracias a la influencia de la evapotranspiración en la isla térmica urbana y los cultivos que rodean las ciudades.

Este concepto de isla para referirse al contraste entre ciudades y áreas circundantes se ha extendido y también se utiliza para referirse a la isla de viento urbana (*Droste et al.*, 2018), a la isla seca urbana de Turín, Italia (*Milelli et al.*, 2023), así como para otras variables meteorológicas como es la altura de la capa límite, cobertura nubosa o precipitación. *Karlický et al.* (2020) hicieron referencia también a la isla de meteorología urbana. Así mismo, *Ulpiani* (2021) destacó la necesidad de estudiar acerca de la relación y sinergia entre el calor y la contaminación debido

a que ambas son respuestas del metabolismo urbano a desencadenantes termoquímicos que se producen por edificaciones en lugar de por elementos naturales.

Con el propósito de analizar la isla de contaminación urbana, *Bakaeva y Le* (2022) siguieron un procedimiento haciendo uso de imágenes de satélite con el fin de analizar las concentraciones de PM_{2.5} en Moscú, Rusia. Si además de ello se utiliza como complemento de este método el uso de sensores de bajo coste, se pueden obtener unos resultados más precisos, tal como hicieron *Liang et al.* (2023), considerando tres tipos de entorno, el urbano, el suburbano y el rural, así como dos niveles de concentración en cada uno de los entornos. Como resultado de delimitar la isla de contaminación urbana, puede establecerse la concentración de fondo en torno a una ciudad.

Diversos estudios señalan la estrecha relación entre las concentraciones de contaminantes y la meteorología, algunos como el análisis de *Birim et al.* (2023) centrándose en un ámbito local y concreto como es el de dos estaciones turcas, una rural y otra urbana, y analizando la influencia de diversas variables meteorológicas para observar la variación en las concentraciones de PM₁₀. Pudieron ver cómo la humedad relativa fue la variable que más influyó en dicha contaminación en ambos casos. En otros casos, se realizaron estudios con un enfoque regional, como es el caso de *Qin et al.* (2023) que estudiaron el transporte trasfronterizo de mercurio particularizado atmosférico por el monzón del este asiático, sobre la región de Beijing-Tianjin-Hebei, China, en la cual la contribución de masas de aire del noreste y centro de Asia y Rusia es de gran importancia. Este tipo de contaminación puede incluso llegar al océano, donde las masas de aire del sureste procedentes del mar en verano procederán a diluir dicha contaminación.

Durante el presente trabajo, estudiaremos la influencia e impacto de las distintas situaciones sinópticas en la isla de contaminación urbana. Para determinar los distintos tipos de tiempo existen diferentes procedimientos, algunos de ellos como el presentado por *Cao et al.* (2021) están orientados a ciertas aplicaciones específicas, de manera que, en este, se basa la circulación en dos niveles, 1000 hPa y 700 hPa. Este estudio estaba orientado a analizar las quemas prescritas a lo largo de la costa del Golfo de México.

En otros casos como es el de *Salinger et al.* (2022) se emplean tipos de tiempo de Lamb para optimizar el rendimiento del maíz en Véneto, Italia. Estos tipos de tiempo fueron desarrollados para las Islas Británicas (*Lamb*, 1972) y cuentan con la principal característica de que pueden ser determinados de manera objetiva haciendo uso de series de presión atmosférica (*Jenkison y Collison*, 1977). Esta clasificación y técnica es utilizada en multitud de regiones de una manera extensa, como es el caso de Iberia (*Otero et al.*, 2018), en Serbia (*Putniković y Tošić*, 2018), Siberia oriental, Rusia (*Osipova y Osipov*, 2022), China central (*Yan et al.*, 2021) y en el sur de Chile (*Sarricolea et al.*, 2018) entre otros. Así mismo ha sido también utilizado en diferentes latitudes como es el caso de *Fernández-Granja et al.*, (2023) que lo utilizaron para zonas entre las latitudes 23.5° y 80° N.

Pese a que estos tipos sinópticos tienen relación con una escala regional, su impacto se puede analizar también en escalas más pequeñas. *Chen et al.* (2022) utilizaron la influencia de los tipos de tiempo atmosférico sobre concentraciones de ozono en el delta del río Perla, en China. Estos patrones sinópticos pueden influir del mismo modo en el comportamiento del microclima urbano como fue mencionado por *Yin et al.* (2023). Sin embargo, su influencia sobre la isla de contaminación urbana todavía no ha sido explorada de manera adecuada.

Con el objeto de obtener y presentar la información precisa que se expone a continuación acerca de los cuatro contaminantes que serán analizados a lo largo del presente trabajo, se ha tomado como libro de referencia principal “*Atmospheric science. An introductory survey*” (*Wallace y Hobbs*, 2006).

Con respecto a los óxidos de nitrógeno (NO_x), se componen principalmente de NO y NO₂. Pueden formarse a través de procesos naturales o antropogénicos. Entre las principales causas de su generación se encuentran la combustión de combustibles fósiles, la de biomasa producida en los incendios forestales, por rayos, por oxidación de NH₃ (amoniaco), en las emisiones de aviones y

en el transporte desde la estratosfera. Así mismo, también tiene gran importancia el NO_x producido por los vehículos diésel, la calefacción en los hogares, las calderas industriales, las centrales térmicas... En nuestro caso de estudio, cuando se realiza el análisis en una zona como es el centro de Londres, la principal causa provendrá de los vehículos.

El NO_x se emite a la troposfera principalmente en forma de NO, pero este óxido de nitrógeno puede reaccionar con el ozono presente en la troposfera para formar así NO₂, como vemos a continuación:



Siendo esta la principal fuente para la creación de NO₂.

Estas moléculas de NO₂, en presencia de luz solar pueden absorber los fotones y descomponerse nuevamente para volver a formar NO, junto con átomos de oxígeno, proceso conocido como fotólisis del NO₂ o fotodisociación del NO₂.



A partir del O generado, si este reacciona con una molécula de oxígeno, entonces se generará nuevamente ozono:



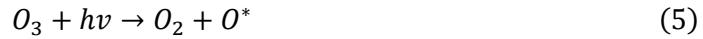
Debido a estos procesos, podemos observar cómo se llega a un equilibrio entre el NO y NO₂, pudiendo este último interactuar también con aniones hidróxido.

Los radicales hidroxilo son moléculas que cuentan con un electrón desapareado, haciéndolas altamente reactivas, teniendo una molécula de OH · una vida media de ~1s.

El NO₂ podrá reaccionar con él de la siguiente manera:



Esta reacción producirá que disminuya notablemente la concentración de NO₂, ocurriendo principalmente durante el día, momento en el cual hay mayor presencia de estos ya que son producidos cuando la luz ultravioleta (longitud de onda $\lambda \leq 0.32 \mu m$) descompone el O₃ en oxígeno molecular y átomos de oxígeno energéticamente excitados (O*), de manera que:



En general la mayoría de los átomos O* que son producidos, disipan en forma de calor el exceso de energía y se vuelven a recombinar con O₂ para formar nuevamente ozono, cerrando el ciclo.

Sin embargo, una pequeña fracción de ellos, aproximadamente un 1%, reaccionará con vapor de agua (H_2O) y formará dos radicales hidroxilo:



Por la noche, NO_x está presente principalmente como NO_2 , el cual es oxidado por el ozono formando NO_3 y este al reaccionar con NO_2 formará N_2O_5 , el cual cuando reacciona con partículas de agua formará nuevamente HNO_3 . Así pues, el tiempo de residencia en la atmósfera del NO_2 es de aproximadamente un día.

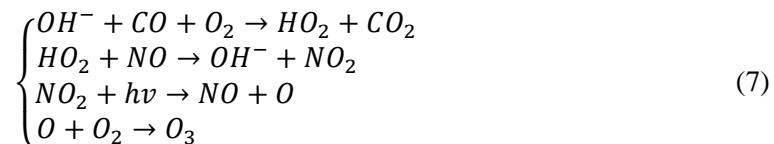
Los efectos que puede producir en la salud estar expuesto a altas concentraciones de NO_x son múltiples. La exposición a largo plazo está asociada con el desarrollo de asma y con una menor evolución del crecimiento de la función pulmonar en niños. Por otro lado, la exposición a corto plazo puede agravar los síntomas respiratorios, pudiendo aumentar las hospitalizaciones y del mismo modo está vinculada con efectos cardiovasculares y a un aumento de la mortalidad prematura. (WHO, 2013).

WHO (2021) dictaminó unos límites que establecían que la media de concentración de NO_2 durante un año no debería superar los $10 \mu g/m^3$ y que en ningún momento del día se debiera superar los $25 \mu g/m^3$.

Con respecto al ozono que existe en la Tierra, una gran parte se encuentra en la estratosfera, más concretamente el 90%, gracias al cual se forma una capa protectora que reduce en gran medida la radiación ultravioleta (con longitudes de onda tales que $0.23 \mu m \leq \lambda \leq 0.32 \mu m$) que llega desde el Sol hasta la superficie de la Tierra.

Esto implica que únicamente el 10% se encuentra en la troposfera, siendo una de las fuentes de dicho ozono troposférico la producida por la intrusión del ozono de la estratosfera. Además, gases como NO_x y compuestos orgánicos volátiles también conducirán a que se forme ozono a través de reacciones fotoquímicas. Del mismo modo, existen fuentes naturales que generarán precursores de O_3 , como son los hidrocarburos de la vegetación y el NO producido en los rayos.

En presencia de una proporción suficientemente alta de NO encontraremos que ocurren las siguientes reacciones:



En virtud de la ecuación 7 podemos apreciar cómo se producen moléculas de ozono en dicho proceso sin variar la concentración de OH^- ni de NO . Además de comprobarse cómo para la generación de NO_2 no se requiere ozono en el proceso. De esta manera, un aumento de la concentración de NO en general se espera que traiga consigo un proporcional aumento de la concentración de ozono troposférico. Además, también el NO podrá reaccionar con otras moléculas orgánicas y formará NO_2 que posteriormente conllevará una producción de ozono.

Con respecto a los límites establecidos sobre la concentración de O_3 (WHO, 2021), en este caso se estableció que el valor promedio de las concentraciones más altas durante 8 horas en un día no debe superar los $100 \mu g/m^3$, incluso durante olas de calor en las cuales la concentración de ozono aumenta.

Algunos de los efectos que conlleva el respirar O₃ incluyen la disminución de la capacidad pulmonar, la inflamación de las vías respiratorias o síntomas respiratorios como pueden ser tos, irritación de garganta, dolor, ardor o molestia en el pecho cuando se realiza una respiración profunda, opresión en el pecho, dificultad para respirar... Así mismo está demostrado que una gran concentración diaria de ozono está asociada con un aumento de los ataques de asma, mayores ingresos hospitalarios y mayor mortalidad (*United States Environmental Protection Agency, 2025*).

Pese a ello, *IQAir* (2022) explica factores adicionales que pueden influir en la concentración de los contaminantes. Por un lado, explica cómo pueden producirse grandes aumentos de niveles de contaminación en días fríos de invierno si se producen inversiones térmicas. Las inversiones térmicas o de temperaturas se producen cuando se forma aire caliente sobre aire frío en el suelo. Esta inversión térmica tapa y atrapa la contaminación en una zona, impidiendo la dispersión hacia otros lugares y pudiendo producir esta acumulación de contaminantes en ciertas zonas. Dichas inversiones pueden verse influidas por la circulación inducida por las islas de calor en las zonas urbanas, ya que el efecto de isla de calor como vimos se produce cuando los edificios, carreteras e infraestructuras urbanas absorben más calor que los árboles y masas de agua circundantes. Esto produce temperaturas más altas en las zonas urbanas que en las zonas periféricas, más verdes. Por otro lado, también se hace referencia a la disminución de la concentración de contaminantes que ocurre en situaciones sinópticas en las cuales existan precipitaciones, las cuales conseguirán diluir gran parte de la concentración de los contaminantes transportados por el aire, explicando así mismo como el viento también puede ayudar a disminuir dichas concentraciones.

Del mismo modo, existen partículas que denominamos PM₁₀ y PM_{2.5}, las cuales refieren a partículas finas de diámetro ≤ 10 µm y de diámetro ≤ 2.5 µm respectivamente. En una región urbana de alrededor de 1 km² en el centro de Londres se realizó un análisis de las principales fuentes de PM₁₀ (*Clean Air in London, 2023*).

El estudio mostró cómo en 2019 en el caso de las partículas PM₁₀, la principal fuente proviene de la construcción, aproximadamente un 30%, incluyendo obras, demoliciones, movimiento de tierras o manipulación de materiales como cemento, arena, yeso... Por otro lado, alrededor del 27% del total proviene del transporte por carretera, teniendo en cuenta tanto las emitidas por combustión como las que se producen por el frenado (desgaste de pastillas y discos), la abrasión del caucho de los neumáticos sobre el asfalto, el desgaste del pavimento... Otra fracción destacable es el 15% que proviene de la re-suspensión del polvo, el cual, pese a que estuviera ya depositado en las calles o superficies, vuelve al aire por el paso de los vehículos, personas, animales, por el viento...

Por otro lado, según un estudio acerca de las fuentes de PM_{2.5} (*City of London Corporation, 2024*), las mayores fuentes de PM_{2.5} en el centro histórico de Londres (Square Mile) provienen un 37% de los restaurantes, un 20% de plantas de combustión, el 16% de maquinaria no vial, un 13% de tráfico rodado, un 10% de tráfico fluvial y contribuciones menores por obras en las calles.

Con respecto a los efectos de la exposición a PM₁₀, en este caso, al contar con mayor tamaño, una pequeña proporción podrá llegar hasta los pulmones, pero la mayoría lo que hará será alcanzar y quedarse en las vías respiratorias superiores como son la nariz y la garganta y producir tos, irritación, bronquitis crónica, dificultades respiratorias (sobre todo para personas asmáticas) e incluso llegar a reducir la función pulmonar.

En el caso de PM_{2.5}, por tener un tamaño menor a 2.5 µm, son capaces de penetrar profundamente en los pulmones (*Raaschou-Nielsen et al., 2013*). Hay poca evidencia que sugiera cuáles son los componentes químicos específicos que presenten más riesgo para la salud y si existe un umbral seguro de exposición (*COMEAP, 2009*). La exposición a PM_{2.5} está asociada con un aumento de enfermedades como cardiopatías, enfermedades cardíacas isquémicas, accidentes cerebrovasculares, infecciones respiratorias y enfermedad pulmonar obstructiva crónica (*Atkinson et al., 2014; Cohen et al., 2017*). En Reino Unido se estima que más de 29000 muertes

prematuras al año están relacionadas con la exposición prolongada a PM_{2.5} ambiental (COMEAP, 2010).

Con relación a los límites que ha establecido la OMS con respecto a estas partículas encontramos que para el caso del PM_{2.5}, el límite anual que se establece se sitúa en 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (con el objetivo de proteger contra los efectos crónicos y acumulativos en la salud) y en el caso del PM₁₀, este límite anual se sitúa en 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Los límites diarios son algo superiores, situándose en 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el caso del PM_{2.5} y en 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con respecto al PM₁₀.

Cabe destacar que los límites de la OMS son recomendaciones científicas, pero no son legalmente vinculantes, cada país posteriormente decide si los adopta o no. En el caso de Inglaterra (DEFRA, 2023), el límite promedio anual de PM₁₀ se sitúa en 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y el diario en 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (con un máximo de 35 superaciones permitidas por año) mientras que en el caso del PM_{2.5}, el límite promedio anual es de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

En el caso del NO₂, en Inglaterra se establecen dos límites, por un lado, el de no superar más de 18 veces durante un año la media de contaminación durante una hora de 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y por otro lado, una media anual establecida en no superar el promedio de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Con respecto al O₃, se establece un límite promedio de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 8 horas que no puede superarse más de 10 veces al año.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Inicialmente se presentará la base de datos utilizada para el tratamiento de datos, así como el software empleado para analizarlas de una manera más visual, de manera que nos ayuden a generar mapas en los que se vea reflejada la concentración de los contaminantes.

Del mismo modo, se explica la clasificación de Lamb, la cual divide en 27 las diferentes situaciones sinópticas existentes.

Así mismo, es de crucial importancia explicar los diferentes parámetros estadísticos que existen y que usaremos para el análisis que se realiza de los diferentes contaminantes. En este caso serán de gran utilidad los cuantiles, la media, el rango intercuartílico, el índice de Yule-Kendall y la curtosis robusta.

De la misma manera, se explicarán los diagramas de cajas y bigotes, con los cuales también se puede ver de una manera más rápida la información que nos proporcionan los distintos contaminantes y mejorar el análisis realizado.

El software utilizado incluye Excel para el tratamiento de los datos, así como para el cálculo de los diferentes indicadores estadísticos, para la realización del histograma que se ha hecho uso para el análisis de frecuencias de los diferentes tipos de situaciones sinópticas y para los gráficos de dispersión empleados en el análisis temporal de la contaminación de los diferentes contaminantes atmosféricos.

Así mismo, también se ha hecho uso de Surfer, mediante el cual se han realizado mapas de la región analizada con distintos colores en función del nivel de concentración, de manera que ha permitido diferenciar mejor entre las concentraciones del centro y periferia, entre otros aspectos. También con Surfer hemos realizado diferentes mapas de isóbaras en función de las diferentes situaciones sinópticas, pudiendo ver claramente las diferencias en la forma y magnitud.

Adicionalmente, también se ha utilizado Statgraphics, siendo de gran ayuda para realizar gráficos de cajas y bigotes, que nos permiten analizar de una manera más rápida los diferentes parámetros estadísticos calculados, permitiéndonos también profundizar más en el análisis temporal realizado.

Finalmente, con el objetivo de ajustar más eficientemente el enfoque de ciertos aspectos en algunos gráficos generados con otros software, se ha utilizado Canva, una herramienta de diseño gráfico que ha permitido también mejorar la estética y calidad de muchas de las figuras expuestas durante el trabajo.

2.1. BASE DE DATOS

El análisis de las concentraciones diarias de NO₂, O₃, PM₁₀, PM_{2.5} durante el período del 2007-2011 se ha realizado en una región de resolución 1 km centrada en Londres. Hemos obtenido los datos de “*Medical and Environmental Data Mash-up Infrastructure*” (2023). La región analizada tiene 7681 puntos de cuadrícula extendiéndose de 51.08° N a 51.83° N y de 0.83° W a 0.50° E.

Año	Mes	Día	Longitud (grados)	Latitud (grados)
2007	1	1	0.008 51.83	0.023 51.83
2007	1	2	17.93 32.03	18.35 32.15
2007	1	3	29.6 21.79	31.24 22.38
2007	1	4	34.77 34.67	30.42 35.45
2007	1	5		31.17 34.92

Concentraciones
($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Figura 1. Formato de los ficheros de datos.

El fichero de datos con el que hemos trabajado con los distintos contaminantes está estructurado como vemos en la **Figura 1**, siendo en este caso los datos referentes al NO₂.

En él se puede ver la concentración diaria de cada uno de los contaminantes atmosféricos analizados, separados por año, mes y día y en función de sus coordenadas, de manera que observamos reflejada la latitud y longitud exacta del punto en el cual se conoce dicha concentración. Gracias a esto, como hemos comentado previamente, podremos generar mapas que den cuenta de la distribución espacial de los contaminantes y, realizando los promedios diarios de cada uno, podremos analizar también la evolución temporal.

Del mismo modo, gracias a la clasificación de Lamb que se explicará a continuación, sabremos qué situación sinóptica es la predominante durante cada uno de los días del año, con lo cual se tiene todo lo necesario para analizar cuáles son más frecuentes, si llevan consigo una mayor o menor concentración que la que existe en el caso promedio y si esta varía en función de la época del año.

2.2. CLASIFICACIÓN DE LAMB

Con el objetivo de analizar qué situación sinóptica predomina en cada día en la franja de estudio, se hace uso de la clasificación de Lamb (1972), la cual las divide en los 27 tipos mencionados previamente, incluyéndose los mismos en las siguientes categorías:

- **Tipos direccionales**

Estos designan la dirección predominante del viento, pudiendo ser N (norte), NE (noreste), E (este), SE (sureste), S (sur), SW (suroeste), W (oeste), NW (noroccidente).

- **Ciclónico (C)**

Son flujos de viento convergentes y ascendentes asociados a bajas presiones o depresiones atmosféricas, es frecuente que generen lluvias, tormentas...

- **Anticiclónico (A)**

En este caso son flujos de viento divergente y descendente, relacionado con altas presiones y tiempo estable y despejado.

- **Tipos híbridos**

Se definen como la combinación de situaciones ciclónicas o anticiclónicas con una dirección predominante de viento.

Por ejemplo, CS implica una situación ciclónica con viento predominante del sur mientras que ANE sería una situación anticiclónica en la cual el viento que predomina es del noreste.

- Flujo indeterminado (U)

Si no hay una dirección predominante entonces lo llamamos indeterminado (undefined).

Los datos obtenidos acerca de los distintos campos de presión a nivel del mar han sido proporcionados por NOAA (2025). Al ser la resolución espacial de 2.5° , la región está centrada en la longitud 0° y latitud 50° N, correspondiendo con un sitio cercano a Londres, tal y como podemos observar en la **Figura 2**.

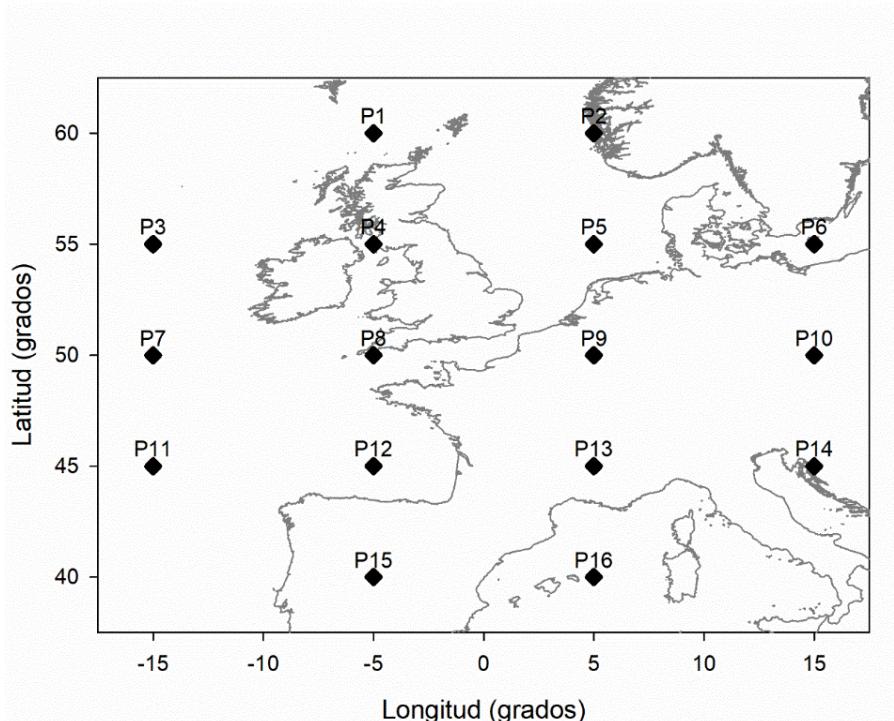


Figura 2. Red utilizada para determinar los tipos de tiempo de Lamb.

En 1977, Jenkinson y Collison desarrollaron las distintas expresiones para la determinación de las 27 diferentes situaciones sinópticas. La presión atmosférica en la superficie refleja cómo se está moviendo el aire, de manera que diferencias de presión entre zonas cercanas generan vientos, pudiendo seguir diferentes direcciones, sentidos y curvaturas, definiendo así los tipos sinópticos establecidos. Así pues, consideramos:

Flujo del oeste (componente zonal):

$$W = \frac{1}{2}(P12 + P13) - \frac{1}{2}(P4 + P5) \quad (8)$$

Flujo del sur (componente meridiana):

$$S = C1 \left[\frac{1}{4}(P5 + 2 \times P9 + P13) - \frac{1}{4}(P4 + 2 \times P8 + P12) \right] \quad (9)$$

Combinando ambos obtenemos:

$$F = (S^2 + W^2)^{1/2} \quad (10)$$

Así mismo podemos calcular ZW y ZS, siendo estos la vorticidad de cizalladura del oeste y del sur:

$$ZW = C2 \left[\frac{1}{2}(P15 + P16) - \frac{1}{2}(P8 + P9) \right] - C3 \left[\frac{1}{2}(P8 + P9) - \frac{1}{2}(P1 + P2) \right] \quad (11)$$

$$ZS = C4 \left[\frac{1}{4}(P6 + 2 \times P10 + P14) - \frac{1}{4}(P5 + 2 \times P9 + P13) - \frac{1}{4}(P4 + 2 \times P8 + P12) + \frac{1}{4}(P3 + 2 \times P7 + P11) \right] \quad (12)$$

Combinando ambas obtenemos la vorticidad, Z como:

$$Z = ZW + ZS \quad (13)$$

Para el cálculo de los distintos coeficientes Ci, hacemos uso de las ecuaciones presentadas a continuación, usando la latitud del centro de la red utilizada:

$$C1 = \frac{1}{\cos(\text{latitud})} \quad (14)$$

$$C2 = \frac{\sin(\text{latitud})}{\sin(\text{latitud} - 5^\circ)} \quad (15)$$

$$C3 = \frac{\sin(\text{latitud})}{\sin(\text{latitud} + 5^\circ)} \quad (16)$$

$$C4 = \frac{1}{2\cos^2(\text{latitud})} \quad (17)$$

Por otro lado, la dirección del viento está dividida en ocho sectores de 45° siguiendo la siguiente ecuación:

$$\text{Dirección del viento} = \tan^{-1}\left(\frac{W}{S}\right) \begin{cases} \text{Si } W > 0 \text{ y } S < 0, \text{ añadir } 360^\circ \\ \text{Si } S > 0, \text{ añadir } 180^\circ \end{cases} \quad (18)$$

Obtendremos un tipo de Lamb direccional puro si $|Z| < F$

En el caso de $|Z| > 2F$ entonces será ciclónico (giro antihorario) si $Z > 0$ o anticiclónico (giro horario), A, si $Z < 0$.

Obtendremos un tipo híbrido si $F < |Z| < 2F$.

Por último, si $F < 6$ y $|Z| < 6$, entonces tendremos un tipo indefinido, U.

2.3. INDICADORES ESTADÍSTICOS

Con el objeto de realizar el tratamiento de datos del periodo descrito, haremos uso de diferentes parámetros estadísticos que nos ayudarán a entender mejor el comportamiento y evolución de los datos.

Se utilizarán diferentes parámetros estadísticos como son los cuantiles, la media, el rango intercuartílico, el índice de Yule-Kendall y la curtosis robusta, cada uno de ellos nos dará cuenta de qué forma y cómo están distribuidos los datos de cada uno de los contaminantes a analizar.

Para la realización de este apartado se ha tomado como referencia principal el libro “*Statistical Methods in the Atmospheric Sciences*” (Wilks, 2019) y para la definición de curtosis robusta se ha utilizado el libro “*Applied Stadistics. A Handbook of Techniques*” (Sachs, 1982)”.

2.3.1. CUANTILES

Comenzaremos definiendo un indicador estadístico que se conoce como cuantil, q_p , el cual nos será de gran utilidad además para el cálculo de otros parámetros estadísticos.

En un conjunto numérico de datos con n elementos, un cuantil q_p es un número con las mismas unidades que los datos, el cual excede esa proporción de los datos dada por el subíndice p , con $0 < p < 1$. También se conoce con el término percentil, siendo ese cuantil q_p equivalente al percentil número $p \times 100$ del conjunto de datos.

Para poder hablar de un cuantil concreto se ha de ordenar previamente los datos de menor a mayor de manera que en el conjunto de datos $\{x_1, x_2, x_3, \dots, x_n\}$, $x_{i-1} \leq x_i \leq x_{i+1}$, siendo x_i el i -ésimo valor.

Hay ciertos cuantiles específicos que son usados en mayor medida que otro ya que nos dan información crucial para el análisis de los datos, algunos de los que serán usados durante el desarrollo de este análisis de datos particular serán $q_{0.25}$, conocido como primer cuartil o cuartil inferior, $q_{0.5}$ que se conoce como mediana o segundo cuartil y $q_{0.75}$, siendo este el tercer cuartil o cuartil superior. Se puede ver cómo $q_{0.25}$ y $q_{0.75}$ están ubicados a medio camino entre la mediana y los extremos x_1 y x_n , respectivamente.

La mediana, o percentil 50 es el valor que está en el centro del conjunto de datos, de manera que la misma proporción de datos quedará por encima que por debajo de él. En el caso de que en el conjunto de datos numéricos n , exista un número impar de valores, entonces la mediana corresponderá con el valor central, sin embargo, si n es par, la mediana será el promedio entre los dos valores centrales, es decir:

$$q_{0.5} = \begin{cases} x_{\left(\frac{n+1}{2}\right)} & \text{si } n \text{ es impar} \\ \frac{x_{\left(\frac{n}{2}\right)} + x_{\left(\frac{n}{2}+1\right)}}{2} & \text{si } n \text{ es par} \end{cases} \quad (19)$$

También existen otros cuantiles con “nombre propio” como con los terciles superior e inferior $q_{0.333}$ y $q_{0.667}$, que dividen en tres porciones iguales el conjunto y los deciles $q_{0.1}, q_{0.2}, \dots, q_{0.9}$, los cuales dividen el conjunto en 10 partes diferentes.

2.3.2. MEDIA

La media es uno de los indicadores estadísticos más utilizado en el análisis de datos, dado el conjunto de datos numéricos $\{x_1, x_2, x_3, \dots, x_n\}$, la media se definirá como:

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (20)$$

Por cómo se define la media se puede observar que, en comparación con la mediana, la media es afectada en mayor medida por los valores atípicos, mientras que la mediana es más resistente, conserva una mayor robustez; es por ello por lo que la mediana suele ser más utilizado cuando se busca ese propósito.

2.3.3. RANGO INTERCUARTÍLICO

El rango intercuartílico, RIC, es uno de los indicadores estadísticos más frecuentemente usados como medida de la dispersión de un conjunto numérico. Además de por su sencillez de cálculo, cuenta con gran robustez y resistencia ante valores atípicos, de manera que no se verá en general afectado ya que el valor del RIC se define como la diferencia entre el cuartil superior e inferior:

$$RIC = q_{0.75} - q_{0.25} \quad (21)$$

Al mantener esta manera de cálculo, lo que consigue es “ignorar” el 25% de los datos superiores e inferiores, lo que le proporciona gran resistencia a valores atípicos, los cuales se encuentran en general en esas franjas.

2.3.4. ÍNDICE DE YULE-KENDALL

Uno de los métodos más utilizados para la analizar la simetría de una distribución es mediante el cálculo de un parámetro estadístico denominado como índice de Yule-Kendall:

$$\gamma_{YK} = \frac{(q_{0.75} - q_{0.5}) - (q_{0.5} - q_{0.25})}{RIC} = \frac{q_{0.25} - 2q_{0.5} + q_{0.75}}{RIC} \quad (22)$$

Como vemos, se calcula comparando la distancia entre la mediana y cada uno de los dos cuartiles. Si los datos son asimétricos hacia la derecha, al menos en el 50% central de los datos, la distancia a la mediana será mayor desde el cuartil superior que desde el cuartil inferior. Obtendremos en ese caso un índice de Yule-Kendall positivo. Visualmente, cuando el índice de Yule-Kendall es positivo, se observará cómo se alarga la parte derecha de la distribución, existirá una “cola” a la derecha más alargada; hablaremos entonces de asimetría positiva.

Se puede comprobar cómo si $q_{0.25} = q_{0.5}$ obtenemos $\gamma_{YK} = 1$.

En el caso de que los datos estén agrupados hacia la izquierda de manera que $q_{0.75} = q_{0.5}$ obtendremos $\gamma_{YK} = -1$, considerado como asimetría negativa, se alargará la “cola” de la izquierda.

En caso de que el conjunto de datos presente una simetría perfecta de manera que se iguale la diferencia entre los dos cuartiles con respecto a la mediana, $(q_{0.75} - q_{0.5}) - (q_{0.5} - q_{0.25}) = 0$, entonces obtendríamos $\gamma_{YK} = 0$

Vemos pues cómo $-1 \leq \gamma_{YK} \leq 1$

2.3.5. CURTOSIS ROBUSTA

En relación con el cálculo del aplanamiento, existe un índice estadístico denominado curtosis robusta (*Sachs*, 1982), K_r , que nos da cuenta de esta haciendo uso de los cuartiles y deciles de la distribución de la siguiente manera:

$$K_r = \frac{q_{0.75} - q_{0.25}}{2(d_{0.9} - d_{0.1})} = \frac{RIC}{2(d_{0.9} - d_{0.1})} \quad (23)$$

Se obtiene dividiendo la diferencia entre el tercer cuartil y el primer cuartil (equivalente al rango intercuartílico) entre el doble de la diferencia entre el noveno decil y el primer decil, los deciles extremos.

El rango de la curtosis robusta es $0 \leq K_r \leq 0,5$, siendo $K_r = 0,263$ en el caso de una distribución normal. Si el máximo de la distribución es de mayor valor que el que se presenta en la distribución normal, la distribución será más “achatada” y la curtosis tendrá un valor más cercano a 0,5. En cambio, si el máximo tiene un valor menor al de la distribución normal, entonces la curtosis robusta tendrá un valor más cercano a cero y la distribución será “picuda”, es decir, presentará menos peso en las colas.

2.4. ANÁLISIS GRÁFICO

Como se ha mencionado previamente, se ha hecho uso de diferentes software para la creación de gráficos y figuras que ayuden a analizar de una manera más rápida y visual el comportamiento de las diferentes distribuciones.

Los más utilizados serán los gráficos de cajas y bigotes y mapas con diferentes colores en función del nivel de concentración, por lo que a continuación se explica de una manera detallada cómo interpretarlos.

2.4.1. GRÁFICO DE CAJAS Y BIGOTES

Los gráficos de cajas y bigotes fueron propuestos por John Tukey, en ellos se puede observar cómo se comporta la distribución a analizar, de manera que aparecen los estadísticos más utilizados. Dichos gráficos se han realizado con “*STATGRAPHICS Centurion 19*”.

Con el objeto de explicar la interpretación de los gráficos de cajas y bigotes, hemos utilizado como libro de referencia “*Exploratory data analysis. Addison-Wesley Publishing Company*”, de Tukey, J. W. (1977).

Para comprenderlo mejor haremos uso de un ejemplo en el cual se analiza el promedio de la concentración anual de PM₁₀, partículas con diámetro menor a 10 µm, medido en el eje de ordenadas en µg/m³ durante el periodo analizado de 2007-2011, como vemos en el eje de abscisas.

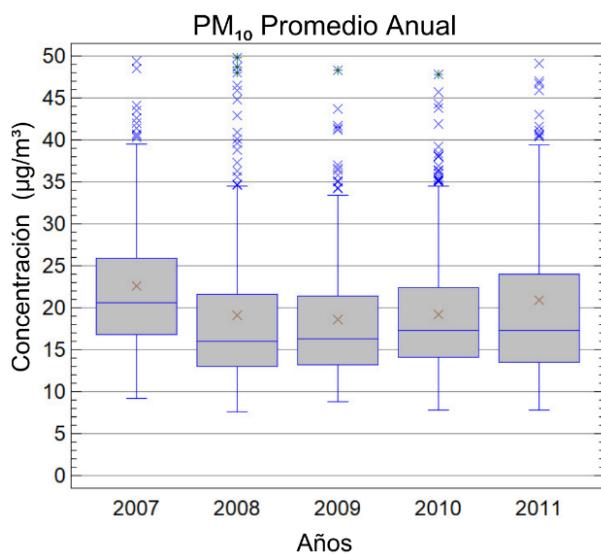


Figura 3. Ejemplo gráfico de cajas y bigotes.

Se pueden ver en la **Figura 3** cinco “cajas” grises diferentes, una por año. Cada una de las cajas tiene por extremos el cuartil inferior y el superior de la variable analizada (su rango intercuartílico), en este caso del promedio de la concentración. Esto implica que el 50% de los valores se sitúan dentro de la caja.

Adicionalmente, dentro de cada caja podemos ver una línea azul horizontal. Esta línea azul establece la localización de la mediana de la distribución, la cual divide a los datos a la mitad, como fue explicado previamente. En efecto, en caso de ser una distribución simétrica, la línea vertical se situará cerca del centro de la caja.

También se observa un aspa roja dentro de la caja, la cual representa la media de la distribución, en este caso siendo la media de los promedios. Cualquier diferencia sustancial entre la media y la mediana indica generalmente la presencia de valores atípicos o una distribución asimétrica. En este último caso, veremos cómo la media se situará en la dirección de la cola más larga.

Así mismo, existen unas líneas azules verticales que sobresalen desde cada uno de los cuartiles y terminan en una línea horizontal, en general de menor longitud, se conocen como los bigotes. Estos bigotes se prolongan por la parte inferior desde el primer cuartil hasta el dato dentro de 1,5 veces el rango intercuartílico y por la parte superior desde el tercer cuartil hasta el dato a 1,5 veces el rango intercuartílico. Los datos que se encuentren fuera de este rango se conocerán como “valores atípicos”.

Manteniendo el criterio de “John Tukey”, se establecen dos tipos de valores atípicos:

“Valores atípicos dudosos”, los cuales están situados a más de 1,5 veces el rango intercuartílico por encima o por debajo de los límites de la caja. Se representan con un aspa azul.

“Valores atípicos lejanos”, situados a más de tres veces del intervalo intercuartílico por arriba o por debajo de los límites de la caja. Estos valores además de estar representados por el aspa azul tienen superpuesto un signo “más” (+) y un punto central.

En el ejemplo utilizado podemos ver múltiples valores atípicos dudosos y cinco valores atípicos lejanos, tres de ellos en 2008 y los otros dos en 2009 y 2010, uno en cada año. Todos ellos se encuentran por encima del tercer cuartil, no se aprecia ninguno de ellos por debajo de las cajas.

Finalmente, mencionar el hecho de que en 2007 los valores de mediana y la media son mayores que en el resto de los años, así como la caja, que tiene su máximo y mínimo también en valores superiores al del resto. Se realizará un análisis más detallado más adelante.

2.4.2. ISOLINEAS DE CONCENTRACIÓN

Con el objetivo de analizar de una manera más rápida y visual la distribución espacial de dichos contaminantes, se ha utilizado “Surfer 8” para la creación de los mapas de la región descrita:

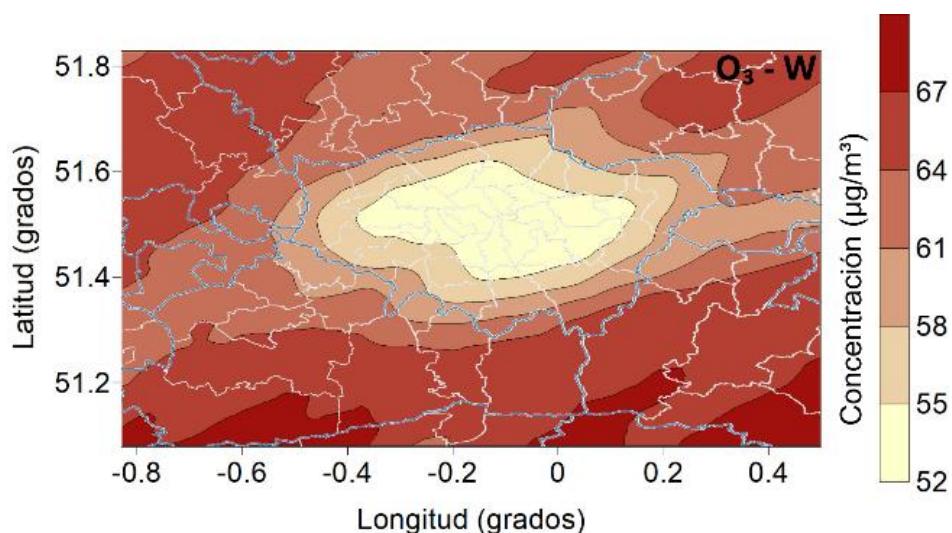


Figura 4. Ejemplo representación espacial centrada en Londres de concentración de contaminantes.

En la **Figura 4** observamos en el eje de ordenadas la latitud y en el eje de abscisas la longitud, medidos ambas en grados. Así mismo, encontraremos en la esquina superior derecha el

contaminante analizado, seguido de la situación sinóptica predominante en dicho mapa de concentración; en este caso presentándose el ozono con una situación sinóptica del oeste.

En el lado derecho del mapa encontraremos una escala vertical que nos dará cuenta de la concentración de dicho contaminante, medido en $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dicha escala situará las concentraciones más bajas cercanas al amarillo pálido y progresivamente irá transformándose en rojo rubí, siendo este color con el que se presentan las concentraciones más altas.

2.5. AJUSTE ARMÓNICO

Las concentraciones de los diferentes contaminantes atmosféricos analizados suelen presentar diferentes patrones cíclicos. En nuestro caso de estudio analizaremos los ciclos anuales, pero también existen ciclos diarios, semanales... Estos ciclos se pueden producir por diversos factores, entre ellos por actividades humanas o por factores meteorológicos.

Con el objetivo de modelar esta estacionalidad se pueden hacer uso de ajustes armónicos mediante sumas de funciones seno y coseno.

Siguiendo *Moreno-Cegarra et al. (2024)* y *Pérez et al. (2020)* consideraremos una función de dos armónicos para describir las concentraciones de los contaminantes, de manera que la función propuesta toma la siguiente forma:

$$P_t = a_0 + a_1 \cos\left(\frac{2\pi}{T_1}t - \theta_1\right) + a_2 \cos\left(\frac{2\pi}{T_2}t - \theta_2\right) \quad (24)$$

La concentración del contaminante a estudiar viene representada por P_t . T_1 y T_2 son los períodos de manera que $T_2 = T_1/2$, t es el tiempo en meses y θ_1 y θ_2 los desfases que desplazarán el pico del ciclo.

Esta ecuación cuenta con suficiente flexibilidad como para describir fielmente múltiples evoluciones anuales. En el caso que refiere a nuestro análisis, tenemos que T_1 son 12 meses para conseguir modelar los ciclos que ocurran anualmente y T_2 serán 6 meses para realizar ese análisis de los patrones que ocurran dos veces al año y mejorar el ajuste, combinando así un período anual con uno semianual y consiguiendo un modelo que describa mejor las variaciones complejas. De esta manera, podremos distinguir mejor las diferencias estacionales mientras mantenemos un modelo sencillo computable como una regresión lineal.

La ecuación (24) puede transformarse a la siguiente ecuación:

$$P_t = a_0 + b_1 \cos\left(\frac{2\pi}{T_1}t\right) + b_2 \sin\left(\frac{2\pi}{T_1}t\right) + b_3 \cos\left(\frac{2\pi}{T_2}t\right) + b_4 \sin\left(\frac{2\pi}{T_2}t\right) \quad (25)$$

De manera que obteniendo los coeficientes b_i , las amplitudes a_i pueden calcularse como se muestra a continuación:

$$a_1 = \sqrt{b_1^2 + b_2^2} \quad (26)$$

$$a_2 = \sqrt{b_3^2 + b_4^2} \quad (27)$$

3. RESULTADOS

En este apartado analizaremos diferentes parámetros estadísticos para cada uno de los contaminantes que nos ayudarán a tener una mejor visión del conjunto de datos en el período analizado. Así mismo, se realizará un análisis tanto espacial como temporal de los datos. Se inicia con un análisis de qué situaciones sinópticas se presentan de una manera más frecuente durante el periodo de cinco años analizado y se observa cómo se distribuyen las isóbaras en una zona amplia de Europa con los cuatro contaminantes más comunes.

Posteriormente se analiza cada uno de los contaminantes, inicialmente un análisis de ellos de manera conjunta y después analizando el mapa de distribución de contaminación de cada uno de ellos bajo las cuatro situaciones sinópticas más frecuentes.

Del mismo modo, con lo que respecta al análisis temporal, se comenzará con un análisis anual y mensual de cada uno de los contaminantes, haciendo uso de diagramas de cajas y bigotes para poder ver el comportamiento de cada uno de ellos en cada mes y durante el periodo de cinco años, analizando así mismo diferentes parámetros estadísticos.

Finalizaremos el análisis temporal realizando un ajuste armónico del comportamiento mensual de cada uno de los contaminantes y lo compararemos con el que se presenta en cada uno de los tipos de Lamb más frecuentes.

3.1. ESTADÍSTICOS DE LOS CONTAMINANTES

Para el tratamiento de los datos de los distintos contaminantes se ha considerado de relevancia el análisis de distintos parámetros estadísticos, centrándonos en este caso de manera más específica en los valores de la mediana, el rango intercuartílico, el índice de Yule-Kendall y la curtosis robusta.

Tabla 1. Parámetros estadísticos de los contaminantes analizados.

	NO ₂	O ₃	PM ₁₀	PM _{2.5}
Mediana ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	34.11	60.70	17.57	11.62
Rango IC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	19.31	21.40	9.43	6.64
Índice YK	0.067	0.001	0.222	0.226
Curtosis Robusta	0.255	0.244	0.240	0.238

Se pueden observar en la **Tabla 1** los diferentes parámetros estadísticos mencionados. Se comprueba cómo el valor central de la distribución de datos es de 34.11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el caso del NO₂, de 60.70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el O₃, 17.57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el PM₁₀ y de 11.62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para el PM_{2.5}. Analizando el RIC se observa cómo en el O₃ encontramos el mayor valor, sin embargo, si se establece la relación de los RIC de cada contaminante frente a su mediana, observamos cómo el O₃ es el que presenta una menor dispersión frente al resto.

En referencia al índice de YK, en los cuatro casos obtenemos valores positivos. Los dos valores superiores en este caso son 0.226 y 0.222, obtenidos en el PM_{2.5} y en el PM₁₀ respectivamente, de

manera que ambos presentan una mayor asimetría con respecto al resto. Por otro lado, el menor valor lo encontramos en el O_3 , siendo este de 0.001, una simetría casi perfecta que encontraríamos cuando este índice es cero.

Finalmente, en los cuatro contaminantes encontramos valores de curtosis robusta similares, presentándose en las cuatro valores inferiores a los que encontramos en la distribución normal. El mayor valor se presenta en el caso del NO_2 , siendo 2.550 frente al del $PM_{2.5}$ que es de 2.238, siendo este el menor de los cuatro.

3.2. SITUACIONES SINÓPTICAS

En la **Figura 5** se pueden observar los 27 distintos tipos de situaciones sinópticas con sus frecuencias de manera que observamos claramente cómo la situación anteciclónica es la que aparece más frecuentemente en el periodo analizado, con un 23.88% de presencia, más del doble que el segundo tipo más frecuente, el del oeste, W, con un 10.46% de presencia. A este le sigue el tipo del suroeste, SW, con un 9.04% y como cuarta situación más frecuente tenemos la ciclónica con una presencia del 7.72%.

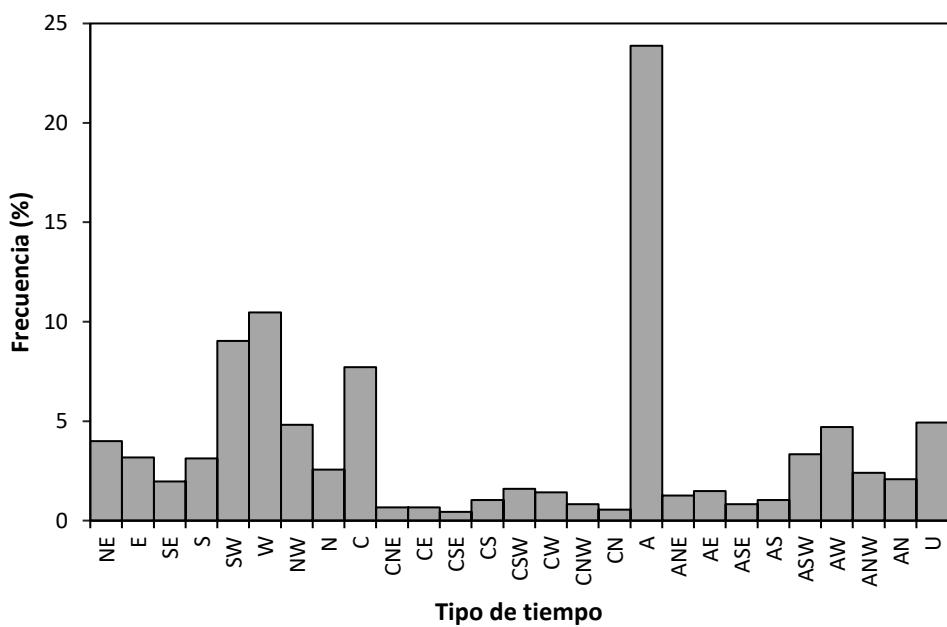


Figura 5. Frecuencia de los tipos de tiempo de Lamb en el periodo 2007-2011.

Con conocimiento de los tipos que presentan mayor frecuencia a lo largo del periodo 2007-2011 podemos representar dichas situaciones sinópticas con sus correspondientes isóbaras abarcando una zona amplia de Europa.

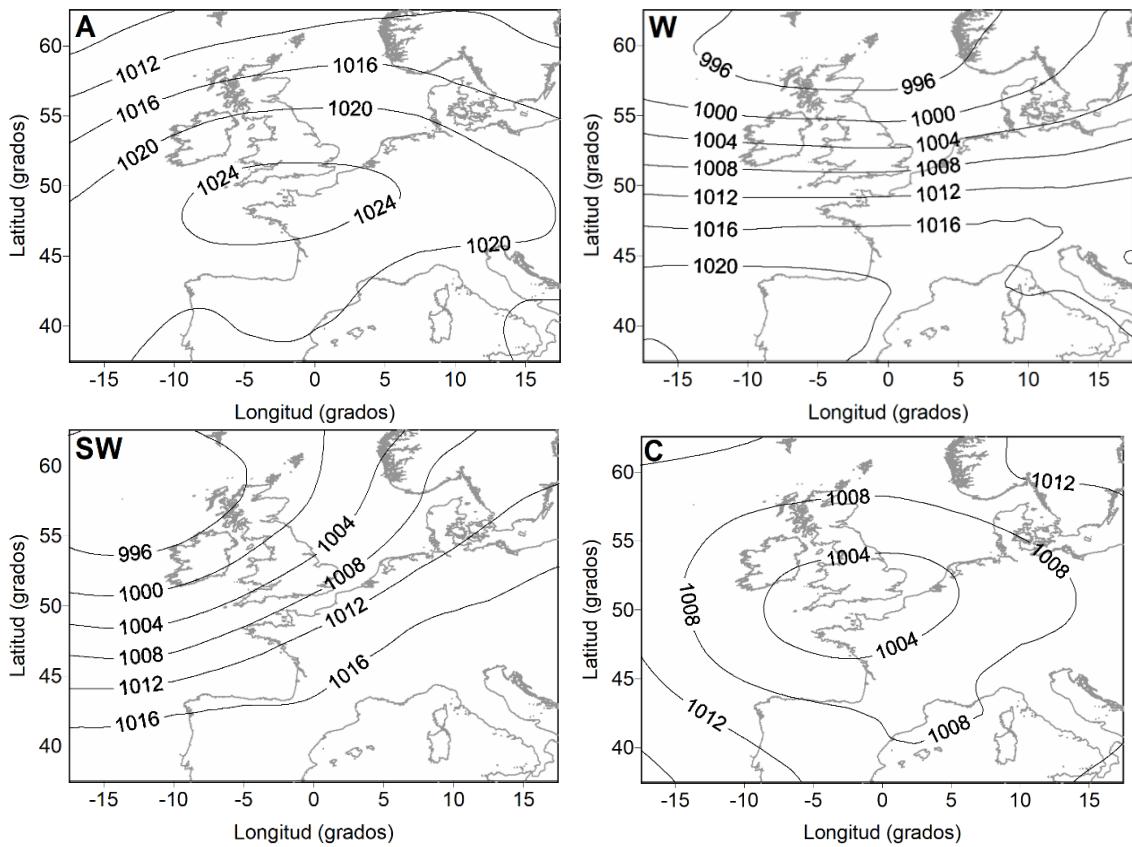


Figura 6. Situaciones sinópticas más frecuentes del periodo 2007-2011 – Presión en hPa.

La **Figura 6** está compuesta por cuatro partes, ordenadas por frecuencia; arriba a la izquierda la situación anticiclónica (A), arriba a la derecha el tipo del oeste (W), abajo a la izquierda el del suroeste (SW) y abajo a la derecha el tipo ciclónico (C).

En la situación **anticiclónica (A)**, la más frecuente de todas en la franja analizada, podemos observar las isóbaras separadas, es decir, escasa variación de presión. Esto implicará que los vientos serán débiles al mismo tiempo que, al ser isóbaras de altas presiones (1020-1024 hPa), producirá un descenso de aire impidiendo la formación de nubes, es decir, ausencia de precipitaciones y tiempo estable. En general encontraremos que son situaciones que están asociadas a unos valores altos de contaminación (*Hodgson y Phillips, 2021*).

En el caso del **tipo sinóptico del oeste (W)** observamos cómo las isóbaras están orientadas de oeste a este, apareciendo las de mayor presión en el sur (alrededor de 1020 hPa) y las de menor presión en el norte. En esta situación observaremos viento húmedo del Atlántico, con cielos nubosos que traerán precipitaciones frecuentes.

Con respecto al **tipo sinóptico del suroeste (SW)** lo que se observan son isóbaras inclinadas de suroeste a noreste con un centro de baja presión en el Atlántico. En este caso se presentarán lluvias intensas en torno a Reino Unido e Irlanda y vientos del suroeste que serán cálidos y húmedos. Tanto en este caso como en el del tiempo del oeste las isóbaras están más próximas que en el caso de las situaciones ciclónicas y anticiclónicas por lo que los vientos serán más intensos que en dichas situaciones.

Finalmente, en la **situación ciclónica (C)** predominan isóbaras de baja presión, alrededor de 1004 hPa en el centro. Además de eso son concéntricas, con estructura de ciclón. Los vientos girarán en sentido antihorario, nos encontraremos con fuertes lluvias, tormentas y vientos intensos.

3.3. ANÁLISIS ESPACIAL DE LOS CONTAMINANTES

Tras haber analizado las situaciones sinópticas más frecuentes y observar cómo se distribuyen las isóbaras en las distintas situaciones, se procede a realizar un análisis más focalizado. Inicialmente se presentan unos mapas que representan la distribución de los niveles de contaminación para la situación promedio de cada uno de los contaminantes. Después, como explicamos anteriormente, observaremos la concentración de cada uno de los contaminantes cuando predomina una de las cuatro situaciones sinópticas más frecuentes, pudiendo ver el contraste del centro de Londres con respecto a la periferia. Las cuatro situaciones sinópticas que se analizarán son la situación anticiclónica, el tipo del oeste, el tipo del suroeste y el tipo ciclónico.

3.3.1. PROMEDIO GENERAL

Comenzaremos observando qué distribución promedio presentan los diferentes contaminantes en la región estudiada, de manera que pueda compararse espacialmente la distribución de cada uno de ellos.

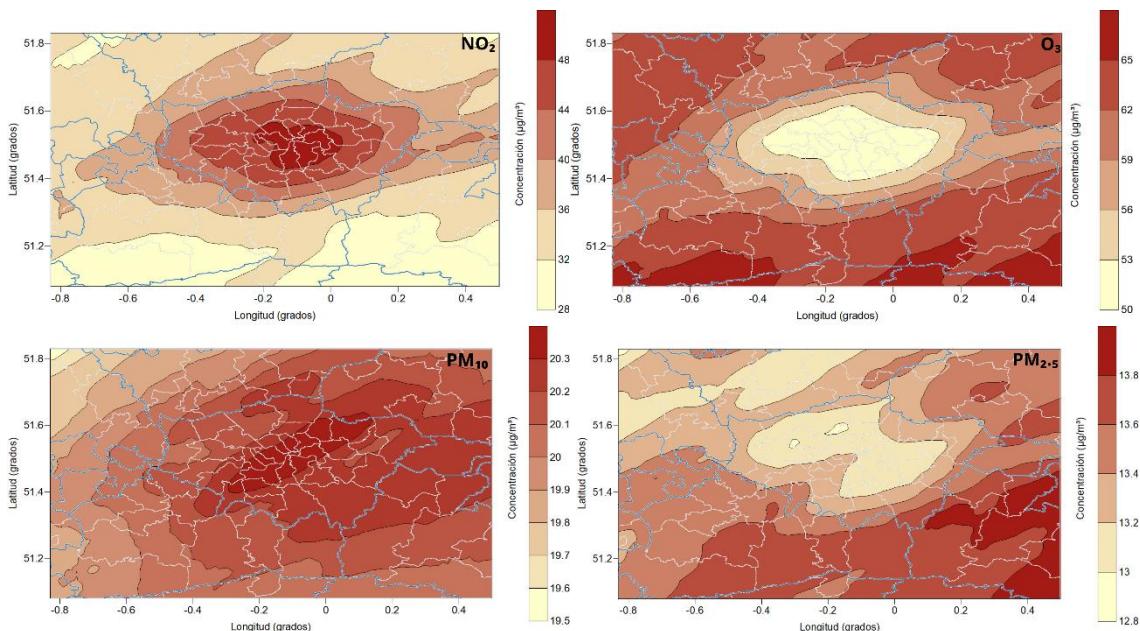


Figura 7. Representación espacial contaminación promedio contaminantes atmosféricos analizados.

Observando la **Figura 7** podemos comparar la distribución espacial de los distintos contaminantes en la misma región de estudio. El mapa de arriba a la izquierda presenta el dióxido de nitrógeno (NO_2), en el de arriba a la derecha tenemos el ozono (O_3) abajo a la izquierda las partículas en suspensión de tamaño menor a $10 \mu\text{m}$, (PM_{10}) y abajo a la derecha las partículas en suspensión de diámetro menor a $2.5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$).

Con respecto al NO_2 , podemos ver cómo en el centro de Londres se observa la mayor concentración, con valores que superan los $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Sin embargo, a medida que nos alejamos del centro disminuye progresivamente hasta llegar a valores por debajo de $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Como ya habíamos mencionado anteriormente, estos valores altos en el centro se deben principalmente a la transformación del óxido nítrico (NO) proveniente de la quema de combustibles fósiles y al gran tráfico vehicular que existe de manera regular en el centro de Londres.

En contraposición, el ozono presenta un comportamiento inverso al del dióxido de nitrógeno, obteniendo este su máximo de más de $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la periferia y disminuyendo progresivamente a medida que nos adentramos hacia el centro de Londres, en el cual los valores se sitúan en el intervalo de $50-53 \mu\text{g}/\text{m}^3$, próximos a los valores máximos de NO_2 en dicha zona. En el centro, al existir mayor cantidad de óxido nítrico por el tráfico, este reacciona con el ozono para producir NO_2 . Sin embargo, en la periferia hay menos fuentes de NO por lo que, en consecuencia, existirá mayor acumulación de ozono al no transformarse en tanta proporción.

Con respecto al PM_{10} , el comportamiento podríamos asemejarlo al del NO_2 , con mayores concentraciones en el centro y reduciéndose a medida que te alejas de él. Sin embargo, las cantidades son significativamente menores y no presentan una variación tan amplia como en los anteriores dos casos. En el PM_{10} podemos ver un máximo en torno a los $20.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y en la periferia valores cercanos a $19.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Finalmente, el $\text{PM}_{2.5}$ presenta máximos en la periferia, llegando en el sureste a valores en torno a $13.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y en el centro mínimos de aproximadamente $12.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Del mismo modo, se puede asemejar la distribución del $\text{PM}_{2.5}$ con el O_3 con respecto a dónde se encuentran los máximos, aunque en el caso del $\text{PM}_{2.5}$ no exista tanto contraste entre centro y periferia, como ocurría con las PM_{10} .

3.3.2. NO_2

En este caso realizaremos un análisis específico del NO_2 , de manera que podamos comparar la situación general promedio con la que encontramos cuando existe una situación sinóptica predominante.

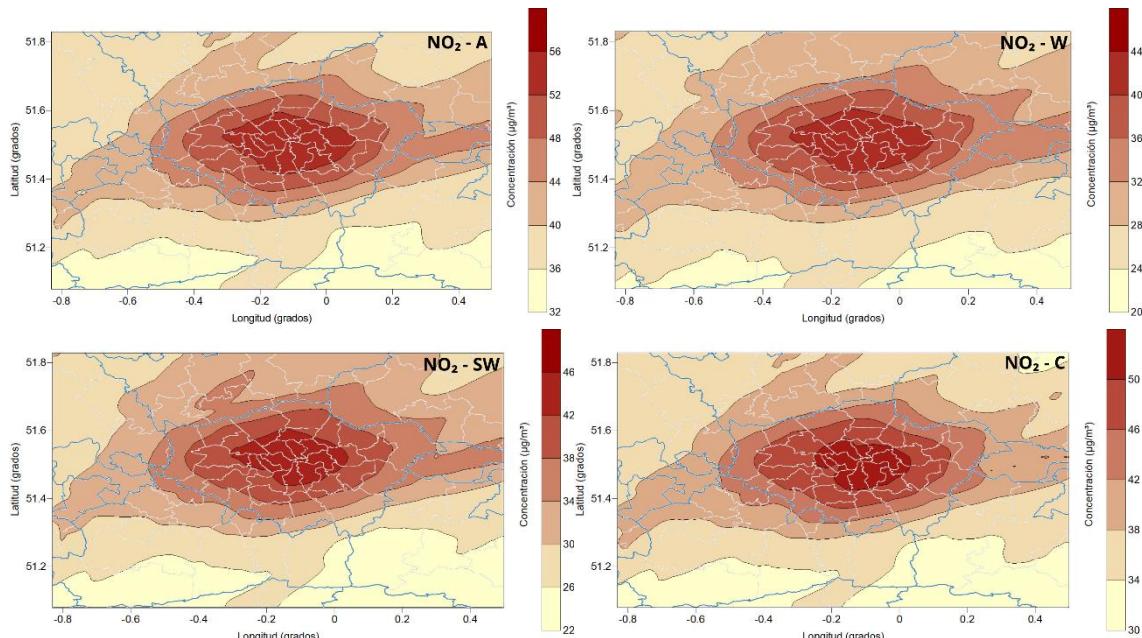


Figura 8. Representación espacial concentración NO_2 .

En este caso se comenzará analizando la distribución espacial presentada en la **Figura 8**. Mantendremos el orden en función de las situaciones más frecuentes, es decir, arriba a la izquierda la situación anticiclónica, arriba a la derecha el tipo del oeste, abajo a la izquierda el tipo del suroeste y abajo a la derecha la situación ciclónica.

En el primer caso, con el tipo anticiclónico (A), se observa la peor calidad del aire en cuanto a este contaminante, se presentan los mayores valores de concentración de NO₂ entre las cuatro, obteniendo en el centro de Londres concentraciones mayores a 56 µg/m³. Esto se debe a que, en situación anticiclónica, al existir altas presiones, las condiciones son estables y la baja velocidad del viento y subsidencia (descenso del aire) disminuye la dispersión del contaminante.

Por otro lado, en el tipo del oeste (W), el viento proveniente del Atlántico tiene menor concentración de contaminantes y fomenta que se disperse y no se acumule el dióxido de nitrógeno. Por este motivo, en el centro observamos valores menores, ligeramente superiores a 44 µg/m³. En la periferia también vemos valores inferiores a los que obteníamos en el caso del tipo anticiclónico, llegando a valores cercanos a 20 µg/m³.

En el caso del tipo del suroeste (SW), el viento también trae aire más limpio del océano Atlántico, sin embargo, en este caso traerá también otras masas de aire del sur. Esto fomenta la dispersión del contaminante como ocurría en el caso del tipo del oeste, pero no en tanta medida, de manera que la concentración en el centro es ligeramente mayor, llegando a valores mayores que 46 µg/m³ y en la periferia también valores superiores a los que obteníamos con el flujo del oeste.

Finalmente, en la situación ciclónica (C), la concentración en el centro es alta, pero algo menor que en el tipo anticiclónico, estableciéndose una concentración de alrededor de 50 µg/m³ en el centro y de alrededor de 30 µg/m³ en la periferia.

Pese a estas diferencias en concentraciones, la forma en la que se distribuyen los contaminantes es similar en todos los casos descritos, únicamente se acentúa la concentración en el caso de la situación anticiclónica.

3.3.3. O₃

En esta ocasión se observa el análisis de las mismas situaciones sinópticas, pero haciendo referencia a las concentraciones de O₃.

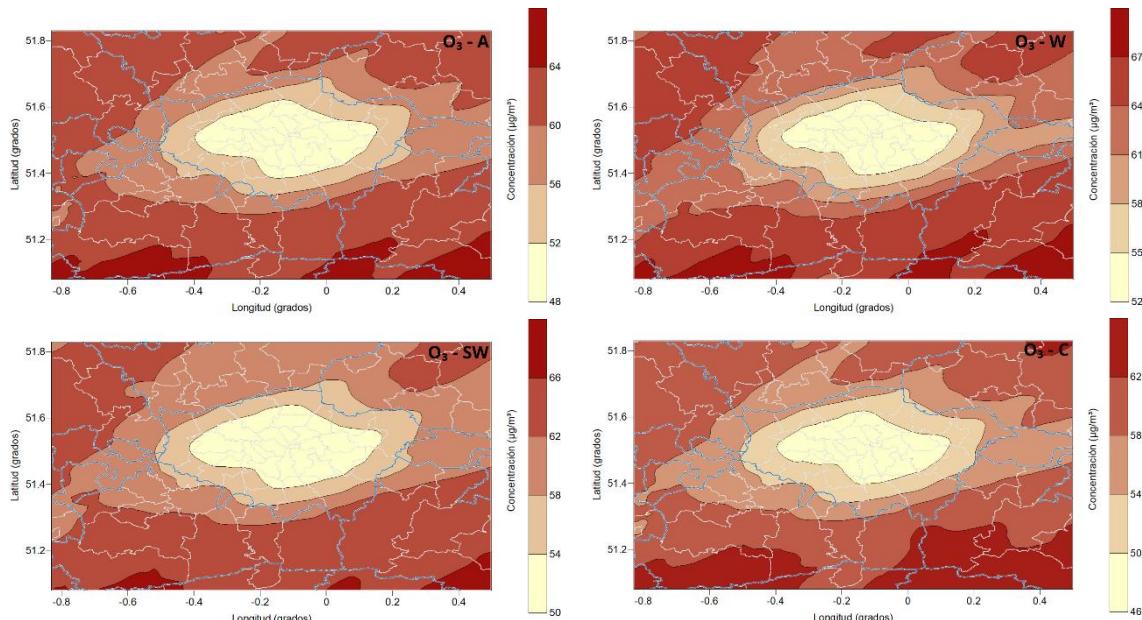


Figura 9. Representación espacial concentración O₃.

El orden mantenido en la **Figura 9** con respecto a los niveles de concentración del O₃ se mantiene igual que el establecido en el caso del NO₂, de manera que están dispuestos los mapas en el mismo orden con respecto a las situaciones sinópticas.

En esta ocasión se puede confirmar cómo, en el caso del ozono, los mayores valores se encuentran en la periferia y es en el centro donde tenemos un sumidero y se encuentran los valores mínimos de concentración.

Ya vimos que el tipo anticiclónico trae consigo una estabilidad atmosférica y vientos suaves que favorecen la acumulación de ozono y sus gases precursores cerca de la superficie. Por otro lado, las condiciones ciclónicas y los tipos del oeste están asociados con tiempo inestable y transportan O₃ desde el interior del Reino Unido hacia el exterior, reemplazándolo con masas de aire limpio del Atlántico. Además, existirá una mayor cobertura de nubes que propiciará una menor producción de O₃ (Pope et al., 2016).

A pesar de que las condiciones anticiclónicas favorecen dicha estabilidad atmosférica existen otros factores que pueden influir en que no sea en esta situación en la que se encuentran los valores máximos de O₃. Además de la parte que proviene de los precursores de O₃, en las situaciones en las que hay una alta concentración de NO será en la que encontraremos una menor concentración de O₃ (*Air Quality Expert Group*, 2021).

Se puede comprobar cómo, en la situación anticiclónica, los valores de O₃ en la periferia superan los 64 µg/m³, mientras que en el centro se encuentran alrededor de los 48 µg/m³. En el segundo caso, con el tipo del oeste, las concentraciones superan los 67 µg/m³ en la periferia y se encuentran en el intervalo de 52-55 µg/m³ en el centro. Por otro lado, en el tipo del suroeste, la concentración será similar a la observada en el tipo del oeste, sin embargo, se observan valores ligeramente superiores. Finalmente, con respecto a la situación ciclónica, los valores que obtenemos están entre 46 y 62 µg/m³, algo inferiores a los dos tipos direccionales W y SW. La producción de ozono es más limitada cuando hay nubes, hace frío, llueve o hace mucho viento (EPA, 2013), por estos motivos existen estas variaciones entre las diferentes situaciones sinópticas.

3.3.4. PM₁₀

En esta ocasión se realizará el análisis del PM₁₀, el cual como veremos no presentará tanta variación entre el centro y periferia como sí ocurría en el caso del dióxido de nitrógeno y con el ozono.

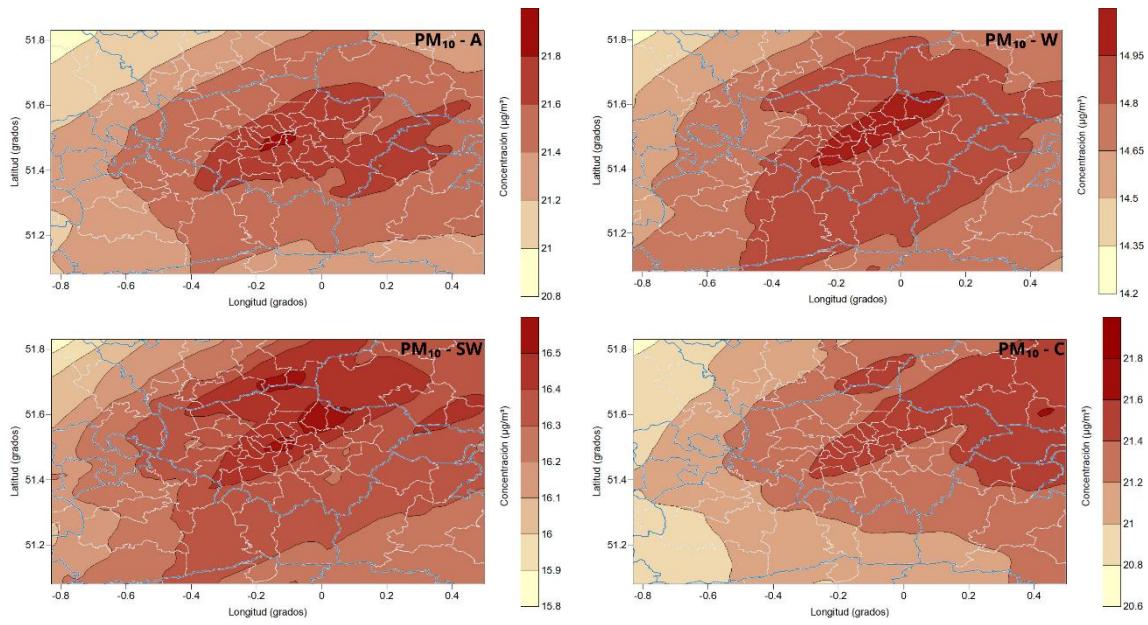


Figura 10. Representación espacial concentración PM₁₀.

En referencia a la **Figura 10**, podemos observar cómo la distribución de contaminación de PM₁₀ en la situación antícnica que se presenta arriba a la izquierda refleja valores entre los 20.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y aproximadamente 21.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, concentrándose los valores máximos en la zona central de Londres principalmente. Esto puede ser producido por la estabilidad atmosférica que produce acumulación de contaminantes al no existir mezcla vertical ni renovación de aire.

En el caso del tipo sinóptico del oeste las concentraciones son inferiores, situándose entre 14.2 y 14.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Este descenso se debe a que el viento proveniente del oeste, trae aire más limpio del Atlántico y produce dispersión de las partículas.

Abajo a la izquierda encontramos el tipo del suroeste, con una distribución de forma semejante a la del tipo sinóptico del oeste, pero con concentraciones algo superiores, variando entre 15.8 y 16.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Con respecto a la situación ciclónica situada abajo a la derecha, los valores de concentración son muy similares a los de la situación antícnica, ubicándose en la franja entre 20.6 y 21.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, encontrándose en este caso los valores máximos al noreste del mapa representado.

Podemos observar cómo, al igual que ocurre en el caso del NO₂, las concentraciones más altas las encontramos en el centro, mientras que los valores inferiores de concentración se encuentran en la periferia, sin embargo, al no presentar una diferencia tan notable entre los valores máximos y mínimos como ocurre en el caso del NO₂ y del O₃, no se considera un hecho tan destacable en este contaminante.

3.3.5. PM_{2.5}

Con respecto a la distribución de los niveles de contaminación del PM_{2.5}, obtenemos un patrón similar al que ocurría con el ozono, se vuelve a ver cómo las mayores concentraciones se encuentran en la periferia y en el centro se observan las concentraciones más bajas de estos contaminantes.

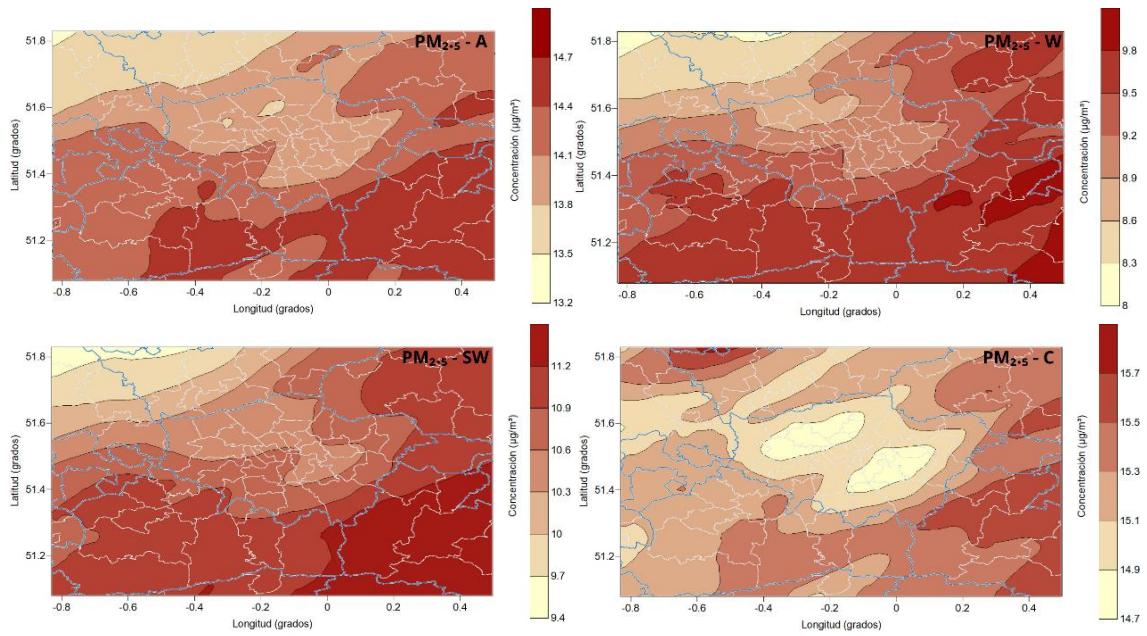


Figura 11. Representación espacial concentración $\text{PM}_{2.5}$.

En la **Figura 11** se puede observar cómo en la situación antícnica, presentada arriba a la izquierda, se encuentran concentraciones entre aproximadamente 13.2 y $14.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Los valores más altos se encuentran en el sur y sureste de la región de estudio y los mínimos hacia el noroeste principalmente.

Arriba a la derecha encontramos el tipo del oeste, con la concentración más baja de los cuatro tipos, presentándose valores de concentración en un intervalo entre 8 y $9.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Esto puede deberse a la dispersión provocada por el tipo del oeste que trae aire más limpio, permite que se mezcle el aire y reduce los contaminantes y acumulaciones locales.

Con respecto al tipo sinóptico del suroeste las concentraciones son algo superiores a las que se encuentran con el flujo del oeste pero inferiores a las situaciones ciclónica y antícnica. En este caso, las concentraciones presentan unos mínimos de aproximadamente $9.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y superan los $11.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la zona sureste. Al igual que en el caso del tipo del oeste, ayuda a reducir las concentraciones y las acumulaciones centrales, pero no en tanta medida como el caso del oeste que trae en general un aire más limpio. Según *Graham et al.* (2020), en los flujos del oeste y noroeste, aproximadamente el 15-30% del total de emisiones primarias de $\text{PM}_{2.5}$ provienen de fuera de Reino Unido y son menos contaminantes, indicando, en efecto, el transporte de masas de aire del Atlántico (*Vieno et al.*, 2022).

Finalmente, en la situación ciclónica de abajo a la derecha, encontramos las concentraciones en una franja que se encuentra en mínimos de $14.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hasta valores ligeramente superiores a $15.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En el caso del $\text{PM}_{2.5}$, al igual que ocurría en el PM_{10} , pese a existir diferencias de concentración entre las diferentes situaciones sinópticas, no son tan acusadas como era el caso del O_3 y del NO_2 , por lo que tampoco resultará tan relevante la diferencia de concentraciones entre el centro y la periferia.

3.4. ANÁLISIS TEMPORAL DE LOS CONTAMINANTES

El objetivo de este apartado será el de realizar un análisis temporal de los distintos contaminantes, haciendo uso inicialmente de gráficos de cajas y bigotes para comparar la evolución mensual y anual de la concentración. Esto nos permitirá comprobar en qué meses se producen aumentos y disminuciones de los diferentes contaminantes, analizar si existe una tendencia marcada y, del mismo modo, veremos reflejados algunos parámetros estadísticos comentados anteriormente.

Igualmente, también se realiza una comparación de las diferentes situaciones sinópticas y de los valores promedio con los valores que se obtienen mediante un ajuste armónico.

3.4.1. NO₂

El primer contaminante que se analizará es el NO₂, realizando una comparación y análisis temporal de este contaminante, de manera que se observe su evolución tanto mensual como anual a través de diferentes gráficos de cajas y bigotes.

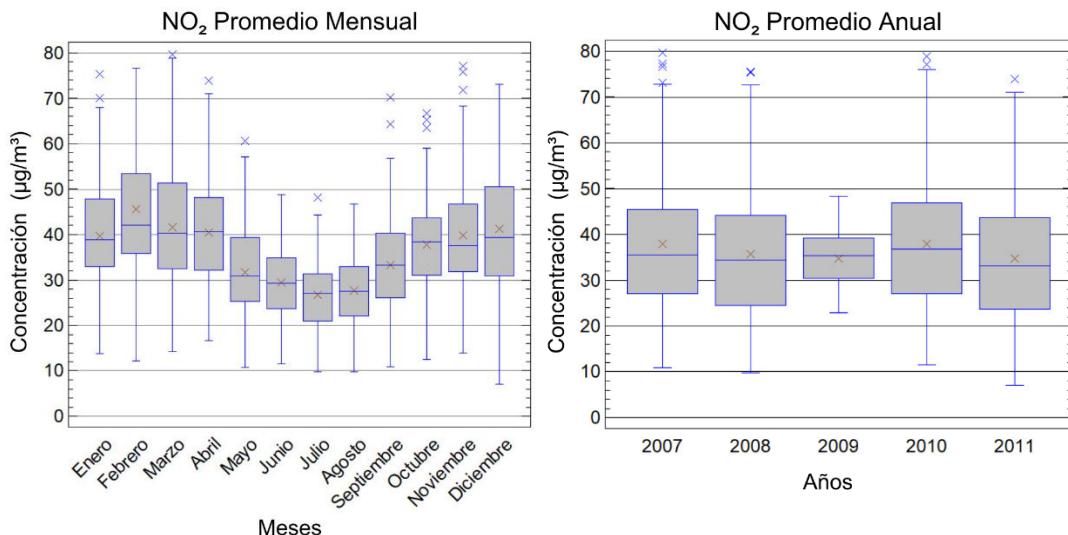


Figura 12. Gráfico de cajas y bigotes - Análisis temporal NO₂.

En la **Figura 12** encontramos en el gráfico izquierdo la concentración media del NO₂ en función del mes del año y a la derecha su variación anual entre 2007 y 2011. Esta estructura se repetirá para el análisis del resto de contaminantes.

Se observa cómo la evolución sigue una tendencia estacional, de manera que los valores de concentraciones más bajos se obtienen en verano, principalmente en julio y agosto, obteniéndose de media en esos meses unos valores de 26.8 y 27.7 µg/m³, respectivamente. Estos valores aumentan progresivamente durante el resto del año, alcanzándose su máximo en invierno y meses cercanos al mismo. En este caso, el promedio máximo se presenta en el mes de febrero, con un valor de 45.6 µg/m³.

Este comportamiento puede deberse a diversos factores, por un lado, en invierno la capa límite en Londres se sitúa más baja que en verano, más concretamente a 900 m frente a los 1500 m en verano (*Jin et al., 2021*). Esto, junto a las inversiones térmicas, puede producir que en invierno existan mayores concentraciones de contaminantes frente a verano, en el cual existe una mayor

temperatura y durante el día existe mayor radiación, reduciendo el NO₂ por fotólisis (Vieno *et al.*, 2016).

Adicionalmente, en invierno, debido las bajas temperaturas, se produce un aumento de la concentración de NO₂ ya que la población aumenta el uso de calefacción y se incrementan las emisiones producidas por el tráfico. En contraposición, en verano, al ser superiores las temperaturas, ya no existe ese consumo energético producido por las calefacciones, en general la población tiende a reducir el uso de automóviles y a desplazarse sin necesidad de utilizar vehículos que generen dicha contaminación (es más frecuente caminar, desplazarse en bicicleta...)

Con respecto a la variación anual, el promedio fluctúa durante los cinco años, siendo 2010 el año que presenta mayor promedio, con un valor de 38 µg/m³ y 2011 siendo el año con menor promedio, con un valor de 34.7 µg/m³, muy similar al del 2009.

3.4.2. O₃

Se expone el análisis temporal del O₃, mediante el uso de gráficos de cajas y bigotes para analizar nuevamente el contraste y evolución mensual y anual.

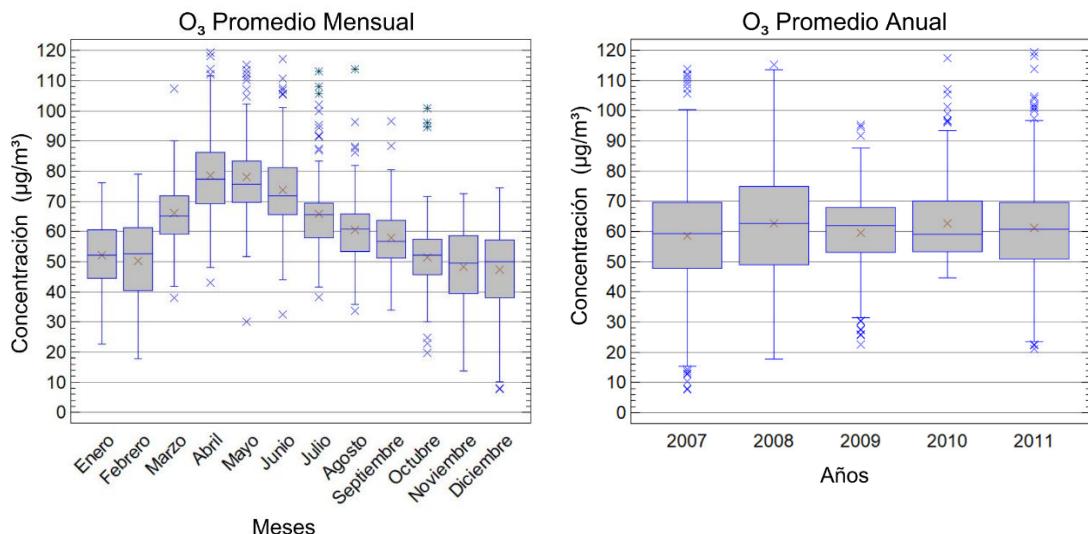


Figura 13. Gráfico de cajas y bigotes - Análisis temporal O₃.

En la **Figura 13** se observa un análisis del promedio de contaminación atmosférica del ozono. Podemos observar cómo se produce una ligera disminución de la media de enero a febrero seguida de un notable crecimiento hasta alcanzar el máximo en abril, llegando a concentraciones máximas de promedio 78.7 µg/m³ y manteniéndose en 78 µg/m³ en mayo. Posteriormente, vemos un progresivo decrecimiento de la concentración media hasta establecerse en diciembre en 47.4 µg/m³.

Los posibles motivos de esta tendencia pueden deberse a:

Por un lado, como hemos visto previamente, la radiación solar favorece las reacciones fotoquímicas por lo que NO₂ en presencia de gran radiación solar, aumenta la cantidad de NO₂ que es disociado y libera un átomo de oxígeno, O. Ese átomo, al reaccionar con O₂ molecular forma O₃. Por este motivo, en general, en invierno, al existir menor radiación, las concentraciones de ozono serán menores.

Con respecto a los valores máximos, en Reino Unido podemos ver cómo, pese a existir mayor radiación solar en verano, los valores máximos los encontramos en primavera, en abril y mayo, en contraste con la mayoría de países europeos que presentan dicho máximo en junio y julio (*Air Quality Expert Group*, 2021). El origen de este máximo tan marcado de O₃ en primavera en lugar de en verano en el noroeste de Europa no está completamente explicado, pero es el efecto neto de una serie de factores que influyen en la concentración de O₃ (Monks, 2000; Butler et al., 2020). Por un lado, se debe a la emisión de precursores y a la importante contribución del ozono transportado desde la estratosfera que aumenta el ozono troposférico existente, produciéndose de mayor medida en primavera. Así mismo, el crecimiento de la vegetación de nueva temporada actúa como un sumidero de este contaminante (*Air Quality Expert Group*, 2021). Durante 2016 la fecha media de brotación en Reino Unido de las 11 especies diferentes de árboles analizadas fue el 12 de abril (*Met Office*, 2017).

En referencia al análisis anual, observamos ligeras variaciones durante el periodo de cinco años pero sin observar un patrón definido y sin grandes variaciones anuales. En 2007 el promedio presenta el valor mínimo, siendo este de 58.5 µg/m³ mientras que el máximo de 62.6 µg/m³ lo encontramos en 2010. Sin embargo, se mantiene con gran estabilidad a lo largo del intervalo de años analizado.

3.4.3. PM₁₀

A continuación se realizará el análisis temporal del PM₁₀, pudiendo nuevamente observar y analizar el comportamiento y contraste entre los diferentes meses del año, así como entre los años analizados.

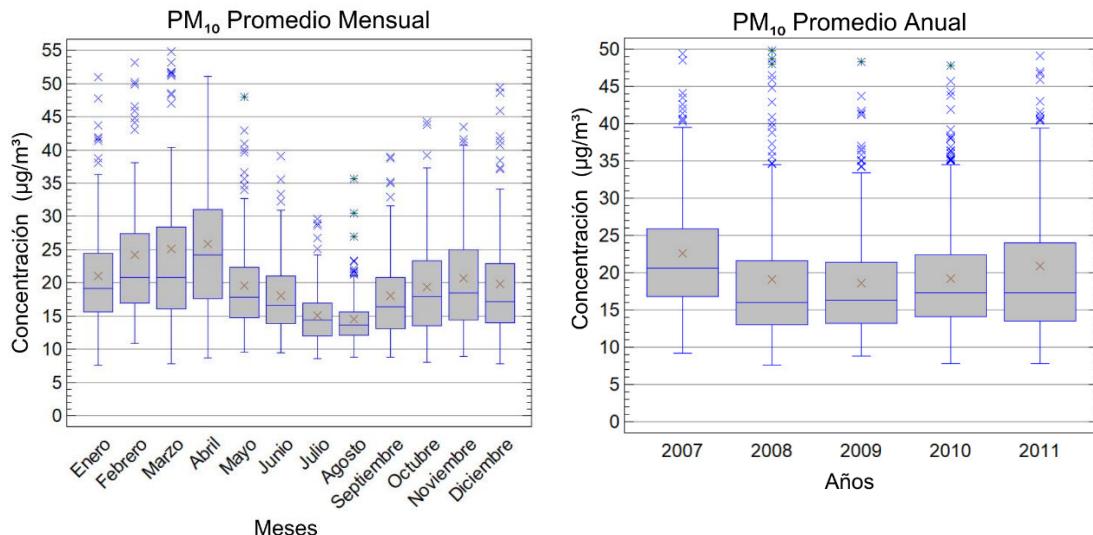


Figura 14. Gráfico de cajas y bigotes - Análisis temporal PM₁₀.

Comencemos analizando el gráfico de promedio mensual presentado a la izquierda de la **Figura 14**. Se puede ver cómo el valor de concentración máxima lo encontramos en abril, en el cual el valor del promedio es de 25.9 µg/m³. En los cuatro meses posteriores estos valores se reducen hasta llegar al promedio mínimo en agosto, con un valor de 14.5 µg/m³. A continuación, se observa un patrón de aumento de las concentraciones durante todos los meses con respecto al mes anterior salvo en diciembre que existe un ligero descenso.

Se puede contemplar en los meses con menor concentración (julio, agosto) también un menor rango intercuartílico con respecto al resto de meses, conllevando así mismo una menor dispersión durante esos meses.

En el gráfico de la derecha vemos cómo el valor máximo del promedio se presenta en 2007, siendo de $22.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Posteriormente, se reduce ligeramente, llegando a $18.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2009 y volviendo a aumentar hasta $20.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2011. Los rangos intercuartílicos en este caso se mantienen relativamente estables, con un ligero aumento en 2011.

3.4.4. PM_{2.5}

Se finaliza el apartado comparando los niveles de concentración del PM_{2.5}, manteniendo el mismo análisis previo, una comparación entre los diferentes meses del año combinada con un análisis anual.

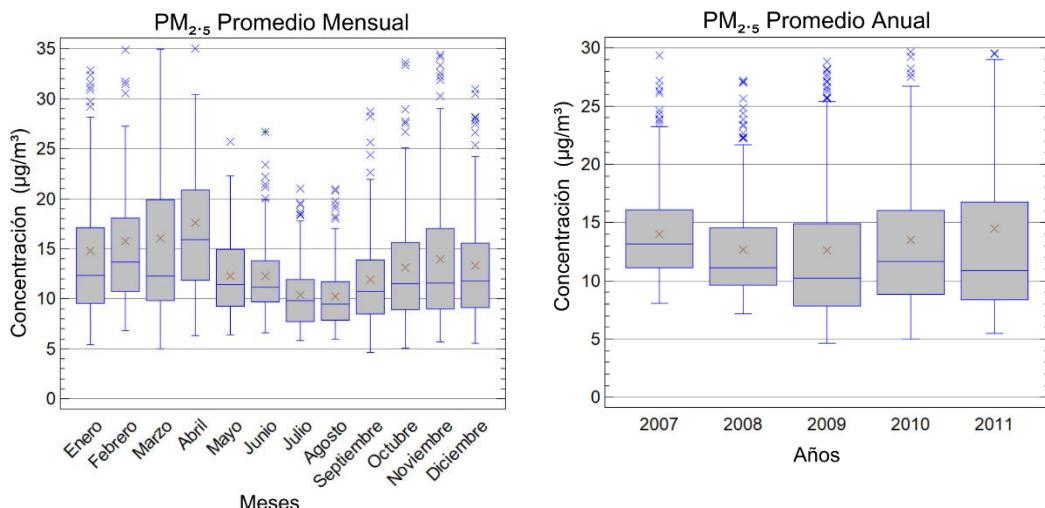


Figura 15. Gráfico de cajas y bigotes - Análisis temporal PM_{2.5}.

En esta ocasión podemos observar en la **Figura 15** cómo el comportamiento sigue el mismo patrón que encontrábamos en el caso del PM₁₀, encontrándose valores mínimos en los meses de verano, más concretamente en julio y agosto y el resto del año aumenta dicha concentración, como lo hacía el PM₁₀.

Pese a presentar la misma tendencia, en el caso del PM_{2.5} los valores que encontramos son menores, de manera que en este caso el promedio mínimo lo encontramos en agosto, siendo de $10.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y el máximo, como teníamos antes, en abril, pero en este caso con un valor de $17.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Por otro lado, el análisis anual del gráfico de la derecha nos arroja valores promedio mínimos de $12.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2009 y máximos en 2011 de $14.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, siendo menor que el máximo que veíamos en el PM₁₀.

Un estudio realizado en la localidad de Sučany, Eslovaquia analizó las diferencias de las concentraciones de PM₁₀ y PM_{2.5} en temporadas con calefacción (18/01/2019 al 28/02/2019) frente a las concentraciones en una temporada sin calefacción (14/08/2018 al 01/10/2018). Tras analizar las contaminaciones se observaron diferencias significativas entre ambas, de manera que, en el caso de la temporada sin calefacción, la concentración de PM₁₀ fue de $23.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y la de PM_{2.5} de $19.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mientras que, en la temporada con calefacción, el valor de PM₁₀ aumentó a

$53.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y el de $\text{PM}_{2.5}$ a $52.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (*Jandacka et al.*, 2024). En nuestro caso no es tan acusada la diferencia entre invierno (donde suele hacerse uso de calefacción) y verano, pero sí que muestra cómo, efectivamente, es uno de los factores que influyen en la diferencia entre los niveles de concentración, encontrando esos valores inferiores en verano.

3.5. AJUSTE ARMÓNICO DEL CICLO ANUAL

En este caso realizaremos un análisis temporal del período de 2007-2011, comparando los datos experimentales obtenidos de los distintos contaminantes con respecto a los valores modelados que cabría esperar según el ajuste armónico realizado según la ecuación 25.

Para ello, representaremos los valores obtenidos mediante el ajuste armónico con puntos naranjas conectados con una línea del mismo color ligeramente más tenue. Esto estará combinado con puntos azules que representan los valores experimentales promedio de cada uno de los contaminantes analizados. Así mismo, representaremos también los valores promedio de la concentración de los contaminantes en las cuatro situaciones sinópticas más frecuentes analizadas previamente. De esta manera, se presentará con gris los valores promedio de la situación antícyclónica, con amarillo los valores promedio del tipo del oeste, con morado los referentes a los valores experimentales promedio del tipo del suroeste y finalmente con verde los valores promedio de la situación ciclónica.

En el eje y vendrá representada la concentración de cada contaminante en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mientras que en el eje x aparecerá la evolución temporal, en meses.

3.5.1. NO_2

Inicialmente expondremos los resultados referentes al NO_2 , comparando los valores promedio con los que se obtienen con el ajuste armónico y observando las diferencias en cada uno de los tipos sinópticos.

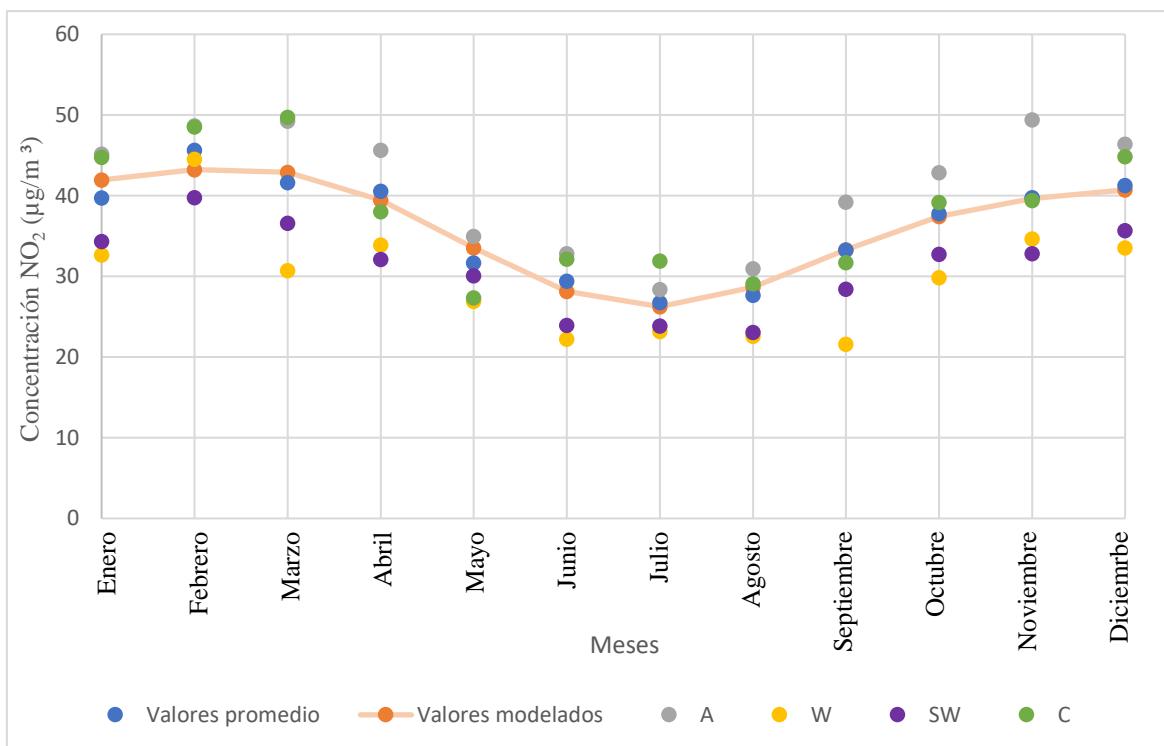


Figura 16. Evolución mensual concentración de NO_2 .

En la **Figura 16** se puede ver la evolución de las concentraciones del NO_2 a lo largo del año, pudiendo observar cómo los valores promedio (representados en azul) se ajustan al comportamiento sinusoidal (naranja) analizado previamente.

Con respecto a los valores que se obtienen en las distintas situaciones sinópticas, podemos ver cómo en el caso de la situación anticiclónica y en la situación ciclónica, los valores obtenidos son, en general, mayores que los valores modelados y que los valores promedio. Observando del mismo modo cómo los niveles de concentración en la situación anticiclónica en la mayoría de los meses se sitúan por encima de los de la situación ciclónica, presentándose en la temporada de invierno en la situación anticiclónica valores muy superiores a los promedios.

Sin embargo, en el caso de los valores de las concentraciones en los casos del tipo del oeste y del tipo del suroeste, se puede ver cómo ambos se sitúan por debajo de los modelados, de manera que las concentraciones de contaminantes serán inferiores a los que proporciona dicho ajuste y a los valores promedio.

3.5.2. O_3

A continuación, se presenta la tendencia del O_3 durante los diferentes meses del año, pudiendo comparar así los valores promedio con los modelados y los obtenidos con las diferentes situaciones sinópticas.

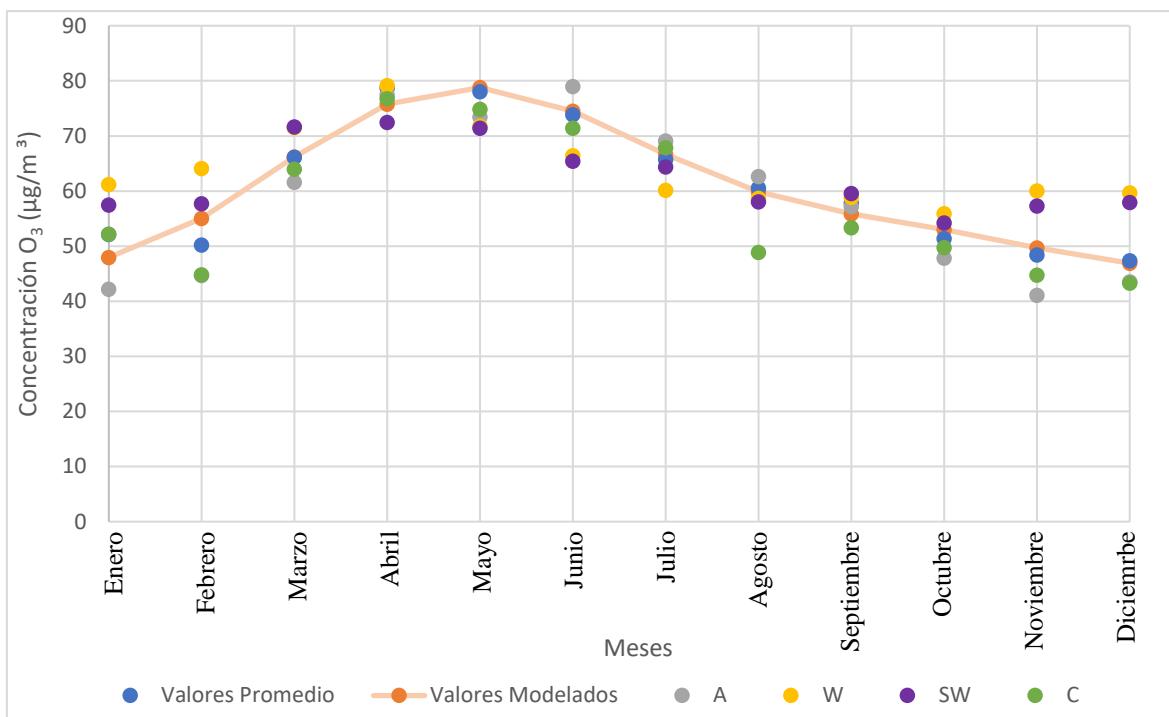


Figura 17. Evolución mensual concentración O_3 .

Con respecto al O_3 , como se puede ver en la **Figura 17**, los valores promedio calculados también se mantienen con valores muy próximos a los de los modelados por el ajuste armónico. Sin embargo, en este caso no es tan clara la tendencia con las diversas situaciones sinópticas. Por un lado, con la situación antícnica los valores se mantienen por debajo de los modelados, principalmente en otoño e invierno, y por encima durante primavera y verano.

En el caso del tipo del oeste, los valores son todos superiores a los obtenidos a través del ajuste salvo en el caso de los meses de mayo a agosto, que se encuentran por debajo.

El tipo del suroeste presenta un comportamiento muy similar al del oeste, con la diferencia de que en abril en el tipo del oeste obteníamos un valor que se situaba por encima del modelado mientras que en este caso lo encontramos por debajo, siendo inferior a este.

Finalmente, con respecto a la situación ciclónica, podemos observar un comportamiento más variable, encontrándose en todos los meses valores inferiores a los modelados salvo en enero, abril y julio, por lo que la tendencia en este caso no es tan clara.

3.5.3. PM_{10}

En esta ocasión se analizará el comportamiento de PM_{10} , observando nuevamente el contraste entre las diferentes situaciones sinópticas en función de los valores modelados obtenidos y del promedio del nivel de contaminación.

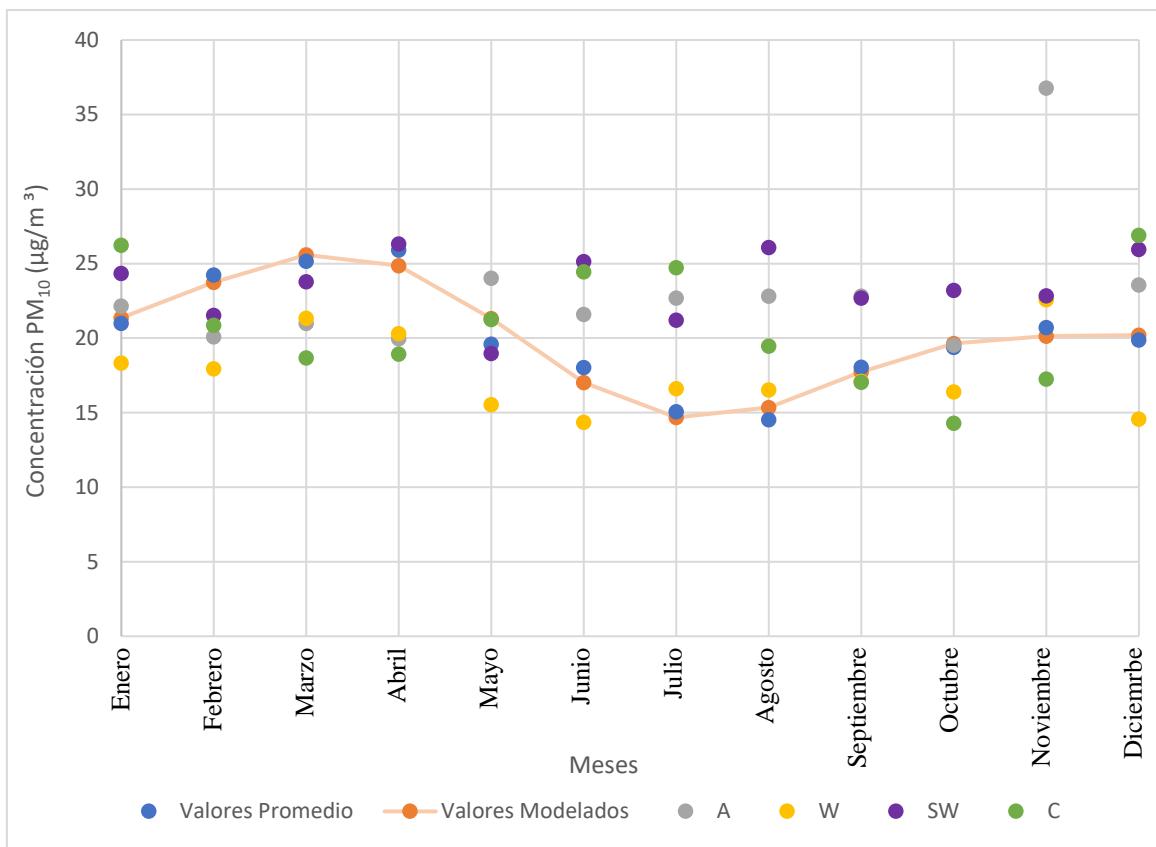


Figura 18. Evolución mensual concentración PM₁₀.

La **Figura 18** hace referencia a la concentración mensual promedio del PM₁₀. Nos muestra, del mismo modo, un buen ajuste de los valores modelados con los valores promedio, se ajusta a la tendencia armónica buscada.

Con respecto a los valores obtenidos en las distintas situaciones sinópticas, vemos cómo en la situación anticiclónica los valores son superiores a los modelados, salvo en la franja de febrero-abril que se encuentran por debajo de ella. Destaca un valor inusualmente alto en noviembre con respecto al valor medio del resto de concentraciones.

En el caso del tipo del oeste se observa cómo en todos los casos se presentan valores que se encuentran por debajo de los valores modelados salvo en julio y agosto que superan ligeramente los valores modelados.

En referencia al tipo del suroeste, el comportamiento en este caso nos arroja valores inferiores a los modelados en los meses de febrero, marzo y mayo, mientras que en todos los demás los valores que encontramos son superiores a los obtenidos con el ajuste.

Finalmente, en el caso de la situación ciclónica, presenta un comportamiento sinusoidal, comenzando en enero con un valor superior al modelado, pero disminuyendo en los meses posteriores, encontrándose por debajo de este durante tres meses, hasta que en mayo vuelve a aumentar, igualándose de una manera aproximada a los valores modelados. Este crecimiento mantiene valores superiores al modelado hasta llegar a julio, mes a partir del cual vuelve a disminuir, manteniéndose en agosto en un valor superior al modelado, pero con esa tendencia de disminución que produce que en septiembre vuelva a encontrarse en un valor inferior al modelado. Continúa en dichos valores inferiores hasta noviembre y en diciembre vuelve a superar el valor modelado.

3.5.4. PM_{2.5}

Finalmente se realiza el análisis del PM_{2.5}, realizando la misma comparativa de los valores promedios con los modelados y observando en qué meses los valores de concentración de las diferentes situaciones sinópticas se sitúan por encima o por debajo de los valores modelados.

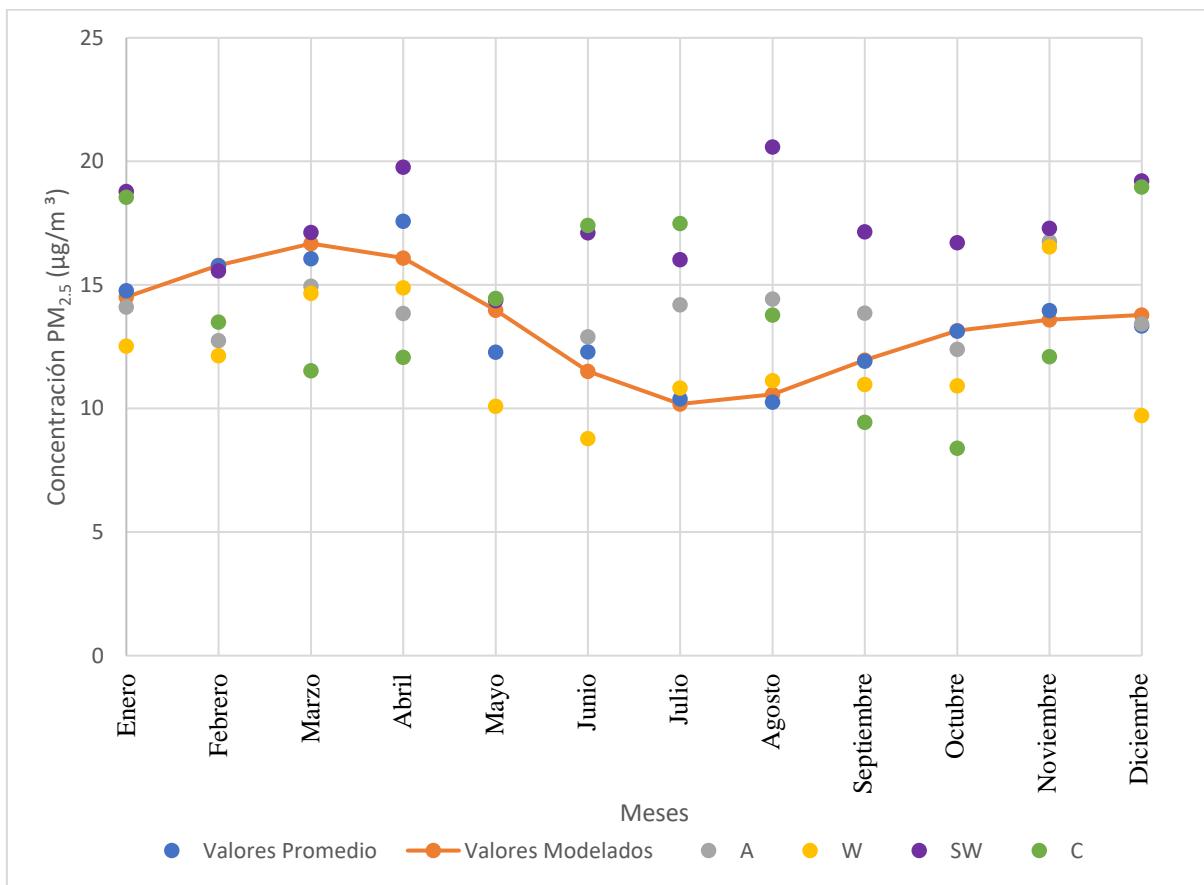


Figura 19. Evolución mensual concentración PM_{2.5}.

En la **Figura 19** podemos comprobar, al igual que en los casos anteriores, cómo los valores promedio representados en azul se ajustan a los valores modelados en naranja, siguiendo la tendencia sinusoidal descrita, en este caso describiendo el comportamiento del PM_{2.5}.

Adicionalmente, observamos cómo en el tipo anticiclónico, los niveles de concentración serán inferiores a los modelados, principalmente en los meses de más frío, de manera que se presentan concentraciones superiores en la franja de mayo – septiembre y en noviembre.

Por otro lado, el tipo del oeste trae consigo unos niveles de concentración inferiores a los modelados salvo en julio, agosto y noviembre.

En cambio, el tipo del suroeste refleja unas concentraciones superiores a las de los valores modelados en todos los meses salvo en febrero.

Finalmente, en la situación ciclónica, el comportamiento y la concentración del PM_{2.5} varía sinusoidalmente a lo largo del año. En enero encontramos un valor superior al modelado, que va disminuyendo de manera que, desde febrero hasta abril los valores son inferiores a los modelados, vuelve a aumentar superando los modelados de mayo a agosto, mes en el cual ya se observa la tendencia descendente que vuelve a traer los siguientes tres meses con concentraciones por debajo de la modelada, volviendo a superarla en diciembre.

4. CONCLUSIONES

El presente trabajo ha analizado los diferentes niveles de concentración de NO₂, O₃, PM₁₀ y PM_{2.5} y su relación con las diferentes situaciones sinópticas existentes durante el período del 2007 al 2011.

Inicialmente se ha comprobado cómo de los 27 distintos tipos sinópticos de Lamb, hay algunos que presentan una mayor frecuencia, siendo la situación ciclónica la más frecuente de todas, ocurriendo un 23.88% de los días del período analizado. Posteriormente, se encuentra el tipo sinóptico del oeste, con una frecuencia del 10.46%, seguido del tipo del suroeste con un 9.04% y finalmente la situación ciclónica con una presencia del 7.72%.

En el análisis estadístico realizado se puede comprobar cómo el valor central de la distribución en el caso del NO₂ es de 34.11 µg/m³, de 60.70 µg/m³ para el O₃, 17.57 µg/m³ para PM₁₀ y de 11.62 para PM_{2.5}. Analizando el RIC podemos ver cómo el O₃ tiene el mayor valor absoluto, pese a ello, estableciendo la relación del RIC de cada uno de los contaminantes con su correspondiente mediana, se comprueba cómo el O₃ es el que presenta una menor dispersión con respecto al resto de contaminantes.

A la hora de analizar la distribución espacial de los niveles de contaminación de los diferentes contaminantes, se ha podido comprobar cómo el NO₂ y el PM₁₀ presentan mayores niveles de concentración en el centro de Londres, las cuales se van reduciendo progresivamente a medida que nos alejamos hacia la periferia. En contraposición, el O₃ y PM_{2.5} proporcionan un comportamiento opuesto, de manera que el centro actúa como un sumidero y las concentraciones superiores se encuentran en la periferia. Sin embargo, pese a ese patrón, en el caso de PM₁₀ y PM_{2.5}, no existen unas diferencias tan notables entre el centro y periferia como sí observamos en el caso del NO₂ y O₃. Del mismo modo, se destaca cómo la forma de la isla de contaminación en el caso del NO₂ y en el del O₃ se mantiene semejante independientemente de la situación sinóptica predominante. Pese a ello, la situación anticiclónica acentúa los niveles de concentración de los diferentes contaminantes. Este hecho será visible especialmente en el mapa del NO₂ mientras que en el caso del O₃ este efecto no se observa ya que existen otros aspectos que reducen su contaminación, como es la gran concentración de NO, especialmente en el centro, que disminuye la concentración de O₃.

Tras realizar el análisis temporal de los diferentes contaminantes se ha podido comprobar cómo estos presentan una periodicidad influenciada por factores meteorológicos y por procesos antropogénicos que se pueden ajustar a una función sinusoidal. El NO₂ mantiene unos niveles de concentración menores durante los meses más cálidos de verano, producido por factores como el descenso de la actividad vehicular y del menor uso de la calefacción en verano frente a la temporada de invierno. Gracias a la radiación solar se favorecen las reacciones fotoquímicas que forman ozono, sin embargo, los máximos de O₃ se dan en primavera en lugar de en verano, pese a existir en verano una mayor radiación solar. Estos máximos de O₃ en abril y mayo no se observan en la mayoría de los países del resto de Europa, en los cuales se presentan en junio y julio. Dichos máximos de O₃ en primavera no están completamente explicados, pero se deben al efecto neto de diversos factores entre los que se incluyen la emisión de precursores, el incremento del transporte de este contaminante desde la estratosfera a la troposfera, resultando un gran aporte en los meses de primavera, así como el gran efecto de sumidero de O₃ producido por el crecimiento de vegetación de nueva temporada, que comienza su brotación a mediados de abril.

Con respecto al PM₁₀ y PM_{2.5}, también se observa también un comportamiento sinusoidal de la concentración, presentándose valores mínimos en los meses de verano.

Como posibles futuras líneas de estudio, sería de interés el analizar un período temporal más extenso o reciente y así poder comparar la evolución que presenta con respecto al marco temporal trabajado en este caso. Así mismo, también se podría analizar el contraste de los niveles contaminación del día con respecto a la noche para observar nuevamente el efecto de la radiación y las causas antropogénicas como el transporte vehicular, que se ve reducido durante la noche.

Así mismo, también es de interés la comparación con respecto a otras zonas o ciudades para poder analizar cómo varían estos resultados obtenidos.

Este análisis permite comprender mejor cómo afectan las diferentes condiciones meteorológicas y cómo influyimos en los niveles de contaminación atmosférica, pudiendo entender así cómo mejorar la gestión de la calidad del aire y reducir dichos niveles de concentración para evitar los efectos perjudiciales de los diferentes contaminantes.

5. REFERENCIAS

- Air Quality Expert Group. (2021) Ozone in the UK: Recent trends and future projections. Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). https://uk-air.defra.gov.uk/assets/documents/reports/cat09/2112200932_Ozone_in_the_UK_Recent_Trends_and_Future_Projections.pdf. Último acceso 1 de mayo de 2025.
- Ashraf, H., El Seoud, T. A., Sodoudi, S., y El Zafarany, A. (2023). Anisotropic surface urban heat island in Cairo, Egypt: A spatiotemporal analysis of local climate change from 2000 to 2021. *Civil Engineering and Architecture*, 11, 331–350. <https://doi.org/10.13189/cea.2023.110127>
- Atkinson, R., Mills, I., Walton, H., y Anderson, H. (2014). Fine particle components and health: A systemic review and meta-analysis of epidemiological time series studies of daily mortality and hospital admissions. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 25(2). <https://doi.org/10.1038/jes.2014.63>
- Bakaeva, N., y Le, M. T. (2022). Determination of urban pollution islands by using remote sensing technology in Moscow, Russia. *Ecological Informatics*, 67, 101493. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101493>
- Birim, N. G., Turhan, C., Atalay, A. S., y Akkurt, G. G. (2023). The influence of meteorological parameters on PM10: A statistical analysis of an urban and rural environment in Izmir/Türkiye. *Atmosphere*, 14(3), 421. <https://doi.org/10.3390/atmos14030421>
- Butler, T. M., Lupascu, A., y Nalam, A. (2020). Attribution of ground-level ozone to anthropogenic and natural sources of nitrogen oxides and reactive carbon in a global chemical transport model. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20(17), 10707–10731. <https://doi.org/10.5194/acp-20-10707-2020>
- Cao, W., Rohli, R. V., Han, F., Vega, A. J., Bushra, N., y Nyman, J. A. (2021). Atmospheric circulation regimes for prescribed burns along the U.S. Gulf of Mexico coast. *Applied Geography*, 136, 102587. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2021.102587>
- Chen, X., Wang, N., Wang, G. et al. (2022). The influence of synoptic weather patterns on spatiotemporal characteristics of ozone pollution across Pearl River Delta of southern China. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 127, e2022JD037121. <https://doi.org/10.1029/2022JD037121>
- City of London Corporation. (2024). PM_{2.5} emissions inventory and source apportionment for City of London (CoL). Institution of Environmental Sciences (IES). <https://www.ies.org/analysis/pm25-emissions-inventory-and>. Último acceso 13 de junio de 2025.
- Clean Air in London. (2023). London Atmospheric Emissions Inventory 2019: Summary Note (CAL-548_9). https://cleanair.london/app/uploads/CAL-548_9_LAEI-2019-Summary-Note_April-2023.pdf. Último acceso 23 de mayo de 2025.
- Cohen, A. J., Brauer, M., Burnett, R. et al. (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: An analysis of data from the Global Burden of Disease Study 2015. *The Lancet*, 389, 1907–1918. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)30505-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)30505-6)
- COMEAP. Committee on the Medical Effects of Air Pollution. (2009). Long-term exposure to air pollution: Effect on mortality.
- COMEAP. Committee on the Medical Effects of Air Pollution. (2010). The mortality effects of long-term exposure to particulate air pollution in the United Kingdom.
- DEFRA. Department for Environment, Food and Rural Affairs. (2023). Air quality objectives update (Rep. No. AQD-03/2023). UK Government. https://uk-air.defra.gov.uk/assets/documents/reports/cat09/2112200932_Ozone_in_the_UK_Recent_Trends_and_Future_Projections.pdf

air.defra.gov.uk/assets/documents/Air_Quality_Objectives_Update_20230403.pdf . Último acceso 2 de mayo de 2025.

Droste, A. M., Steeneveld, G. J., y Holtslag, A. A. M. (2018). Introducing the urban wind island effect. *Environmental Research Letters*, 13(9), 094007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aad8ef>

Fernández-Granja, J. A., Brands, S., Bedia, J., Casanueva, A., y Fernández, J. (2023). Exploring the limits of the Jenkinson–Collison weather types classification scheme: A global assessment based on various reanalyses. *Climate Dynamics*, 61, 1829–1845. <https://doi.org/10.1007/s00382-022-06658-7>

Graham, A. M., Pringle, K. J., Arnold, S. R. et al. (2020). Impact of weather types on UK ambient particulate matter concentrations. *Atmospheric Environment*: X, 5, 100061. <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2019.100061>

Han, H., Zhang, L., Liu, Z., Yue, X., Shu, L., Wang, X., y Zhang, Y. (2023). Narrowing differences in urban and nonurban surface ozone in the northern hemisphere over 1990–2020. *Environmental Science & Technology Letters*, 10, 410–417. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.3c00105>

IQAir. (2022). Cómo el viento y el clima afectan la contaminación del aire. <https://www.iqair.com/es/newsroom/wind-weather-air-pollution> . Último acceso 16 de junio de 2025.

Ivanovski, M., Alatić, K., Urbanci, D., Simonić, M., y Goričanec, D. (2023). Assessment of air pollution in different areas (urban, suburban, and rural) in Slovenia from 2017 to 2021. *Atmosphere*, 14, 578. <https://doi.org/10.3390/atmos14030578>

Jandacka, D., Durcanska, D., Nicolanska, M., y Holubcik, M. (2024). Impact of seasonal heating on PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations in Sučany, Slovakia: A temporal and spatial analysis. *Fire*, 7(4), 150. <https://doi.org/10.3390/fire7040150>

Jenkinson, A. F., y Collison, F. P. (1977). An initial climatology of gales over the North Sea. Meteorological Office.

Jin, X., Fiore, A. M., Boersma, K. F., Valin, L. C., y Laughner, J. L. (2021). Long-term trends in air quality in major cities in the UK and India. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(8), 6275–6295. <https://doi.org/10.5194/acp-21-6275-2021>

Karlický, J., Huszár, P., Nováková, T., Belda, M., Švábik, F., Doubalová, J., y Halenka, T. (2020). The “urban meteorology island”: A multi-model ensemble analysis. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20, 15061–15077. <https://doi.org/10.5194/acp-20-15061-2020>

Lamb, H. H. (1972). British Isles weather types and a register of daily sequence of circulation patterns, 1861–1971. *Geophysical Memoir* 116. HMSO.

Liang, L., Daniels, J., Bailey, C., Hu, L., Phillips, R., y South, J. (2023). Integrating low-cost sensor monitoring, satellite mapping, and geospatial artificial intelligence for intra-urban air pollution predictions. *Environmental Pollution*, 331, 121832. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121832>

Medical and Environmental Data Mash-up Infrastructure. (2023). Statistical downscaling of gridded air quality data. <https://www.data-mashup.org.uk/research-projects/statistical-downscaling-ofgridded-air-qualitydata/> . Último acceso 20 de junio de 2023.

Met Office. (2017) State of the UK climate 2016: Phenology supplement. <https://www.metoffice.gov.uk/binaries/content/assets/metofficegovuk/pdf/weather/learn-about/uk-past-events/state-of-uk-climate/mo-phenology-supplement-v4.pdf> . Último acceso 19 de junio de 2025.

Milelli, M., Bassani, F., Garbero, V., Poggi, D., von Hardenberg, J., y Ridolfi, L. (2023). Characterization of the urban heat and dry island effects in the Turin metropolitan area. *Urban Climate*, 47, 101397. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101397>

Mohammad, P., y Goswami, A. (2023). Exploring different indicators for quantifying surface urban heat and cool island together: A case study over two metropolitan cities of India. *Environment, Development and Sustainability*, 25, 10857–10878. <https://doi.org/10.1007/s10668-022-02509-x>

Monks, P. S. (2000). A review of the observations and origins of the spring ozone maximum. *Atmospheric Environment*, 34(21), 3545–3561. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00583-8](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00583-8)

Moreno-Cegarra, J.-L., Pérez, I. A., y García, M. Á. (2024). Air quality in the Cartagena Basin in south-western Europe and the impact of the COVID-19 pandemic. *Atmosphere*, 15, 758. <https://doi.org/10.3390/atmos15050758>

NOAA (2025). <https://psl.noaa.gov/>. Último acceso 17 de junio de 2025.

OMS. Organización Mundial de la Salud. (2018). Salud, medio ambiente y cambio climático. Informe del Director General (A71/10). 71.^a Asamblea Mundial de la Salud, punto 11.4 del orden del día provisional. https://apps.who.int/gb/ebwha/pdf_files/WHA71/A71_10-sp.pdf . Último acceso 2 de junio de 2025.

OMS. Organización Mundial de la Salud. (2024). Contaminación del aire ambiente (exterior) y salud. [https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health) . Último acceso 12 de junio de 2025

Osipova, O. P., y Osipov, E. Y. (2022). Objective classification of weather types for the eastern Siberia over the 1970–2020 period using the Jenkinson and Collison method. *Atmospheric Research*, 277, 106291. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2022.106291>

Otero, N., Sillmann, J., y Butler, T. (2018). Assessment of an extended version of the Jenkinson–Collison classification on CMIP5 models over Europe. *Climate Dynamics*, 50, 1559–1579. <https://doi.org/10.1007/s00382-017-3705-y>

Pérez, I. A., García, M. Á., Rasekhi, S., y Pazoki, F. (2024). The London pollution island under Lamb weather types. *Urban Climate*, 53, 101834. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2024.101834>

Pérez, I. A., Sánchez, M. L., García, M. Á., Pardo, N., y Fernández-Duque, B. (2020). Statistical analysis of the CO₂ and CH₄ annual cycle on the Northern Plateau of the Iberian Peninsula. *Atmosphere*, 11, 769. <https://doi.org/10.3390/atmos11070769>

Pope, R. J., Savage, N. H., Chipperfield, M. P. et al. (2016). The impact of synoptic weather on UK surface ozone and implications for premature mortality. *Atmospheric Science Letters*, 17(5), 480–486. <https://doi.org/10.1002/asl.682>

Putniković, S., y Tošić, I. (2018). Relationship between atmospheric circulation weather types and seasonal precipitation in Serbia. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 130, 393–403. <https://doi.org/10.1007/s00703-017-0524-y>

Qin, X., Dong, X., Tao, Z., Wei, R., Zhang, H., y Guo, Q. (2023). Tracing the transboundary transport of atmospheric particulate bound mercury driven by the East Asian monsoon. *Journal of Hazardous Materials*, 446, 130678. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130678>

Raaschou-Nielsen, O., Andersen, Z. J., Beelen, R. et al. (2013). Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: Prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *The Lancet Oncology*, 14, 813–822. [https://doi.org/10.1016/S1470-2045\(13\)70279-1](https://doi.org/10.1016/S1470-2045(13)70279-1)

Sachs, L. (1982). Applied statistics (Z. Reynarowych, Trans.). Springer-Verlag. (Originalmente publicado en 1978) <https://doi.org/10.1007/978-1-4684-0123-3>

Salinger, M. J., Verdi, L., Dalla Marta, A. et al. (2022). Linking maize yields in Veneto Italy, to large-scale atmospheric variability, circulation regimes and weather types. *The Journal of Agricultural Science*, 160, 423–439. <https://doi.org/10.1017/S0021859622000545>

Sarricolea, P., Meseguer-Ruiz, O., Martín-Vide, J., y Outeiro, L. (2018). Trends in the frequency of synoptic types in Central-Southern Chile in the period 1961–2012 using the Jenkinson and Collison synoptic classification. *Theoretical and Applied Climatology*, 134, 193–204. <https://doi.org/10.1007/s00704-017-2268-5>

Tammekivi, T., Kaasik, M., Hamer, P., Santos, G. S., Steinberga, I. (2023). Air pollution situation in small towns, including winter resorts: A comparative study of three cases in northern Europe. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 16, 945–961. <https://doi.org/10.1007/s11869-023-01315-2>

Tukey, J. W. (1977) Exploratory data analysis. Addison-Wesley Publishing Company. <https://doi.org/10.1002/bimj.4710230408>

Ulpiani, G. (2021). On the linkage between urban heat island and urban pollution island: Three-decade literature review towards a conceptual framework. *Science of the Total Environment*, 751, 141727. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141727>

United States Environmental Protection Agency. (2025). Ground-level ozone pollution: Health effects of ozone pollution. <https://www.epa.gov/ground-level-ozone-pollution/health-effects-ozone-pollution>. Último acceso 20 de mayo de 2025.

Vieno, M., Heal, M. R., Twigg, M. M. et al. (2022). Understanding pollutant dynamics under different UK summertime weather types. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22(17), 11497–11512. <https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/526614/1/N526614JA.pdf>

Vieno, M., Heal, M. R., Twigg, M. M. et al. (2016). The UK particulate matter air pollution episode of March–April 2014: More than Saharan dust. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(4), 044044. <https://doi.org/10.1088/17489326/11/4/044004>

Wallace, J. M., y Hobbs, P. V. (2006). Atmospheric science: An introductory survey (2nd ed.). Academic Press.

Wilks, D. S. (2019). Statistical methods in the atmospheric sciences (4th ed.). Academic Press.

WHO. World Health Organization. (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project. WHO Regional Office for Europe. <https://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications>. Último acceso 2 de mayo de 2025.

WHO. World Health Organization. (2016). Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease. <https://www.who.int/publication/item/9789240034228>. Último acceso 2 de mayo de 2025.

WHO. World Health Organization. (2021). Global air quality guidelines. <https://www.who.int/publications/item/9789240034228>. Último acceso 13 de junio de 2025.

Yan, Y., Zhou, Y., Kong, S. et al. (2021). Effectiveness of emission control in reducing PM_{2.5} pollution in Central China during winter haze episodes under various potential synoptic controls. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21, 3143–3162. <https://doi.org/10.5194/acp-21-3143-2021>

Yin, S., Hua, J., Ren, C., Liu, S., Lin, H., Huang, S., Wang, K., Ma, J. y Xiao, Y. (2023). Impact of synoptic condition on urban microclimate variation: A measurement study in a humid subtropical city during summer season. *Urban Climate*, 47, 101350. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101350>

6. FIGURAS Y TABLAS

FIGURAS

Figura 1. Formato de los ficheros de datos.	8
Figura 2. Red utilizada para determinar los tipos de tiempo de Lamb.	9
Figura 3. Ejemplo gráfico de cajas y bigotes.	14
Figura 4. Ejemplo representación espacial centrada en Londres de concentración de contaminantes.	15
Figura 5. Frecuencia de los tipos de tiempo de Lamb en el período 2007-2011.	18
Figura 6. Situaciones sinópticas más frecuentes del periodo 2007-2011 – Presión en hPa.	19
Figura 7. Representación espacial contaminación promedio contaminantes atmosféricos analizados.	20
Figura 8. Representación espacial concentración NO_2	21
Figura 9. Representación espacial concentración O_3	22
Figura 10. Representación espacial concentración PM_{10}	24
Figura 11. Representación espacial concentración $PM_{2.5}$	25
Figura 12. Gráfico de cajas y bigotes - Análisis temporal NO_2	26
Figura 13. Gráfico de cajas y bigotes - Análisis temporal O_3	27
Figura 14. Gráfico de cajas y bigotes - Análisis temporal PM_{10}	28
Figura 15. Gráfico de cajas y bigotes - Análisis temporal $PM_{2.5}$	29
Figura 16. Evolución mensual concentración de NO_2	31
Figura 17. Evolución mensual concentración O_3	32
Figura 18. Evolución mensual concentración PM_{10}	33
Figura 19. Evolución mensual concentración $PM_{2.5}$	34

TABLAS

Tabla 1. Parámetros estadísticos de los contaminantes analizados.	17
---	----