

Trabajo Fin de Máster
Máster en Ingeniería de Caminos, Canales y
Puertos

Influencia de las zonas verdes urbanas y de viario
público en la calidad del aire de Sevilla: una visión
desde el bienestar social

Autor: Lucas Pomares Zambrano

Tutor: Emilio Ramírez Juidías

Dpto. Ingeniería Gráfica
Escuela Técnica Superior de Ingeniería
Universidad de Sevilla

Sevilla, 2021



Trabajo Fin de Máster
Máster en Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos

Influencia de las zonas verdes urbanas y de viario público en la calidad del aire de Sevilla: una visión desde el bienestar social

Autor:

Lucas Pomares Zambrano

Tutor:

Emilio Ramírez Juidías

Profesor titular

Dpto. de Ingeniería Gráfica
Escuela Técnica Superior de Ingeniería
Universidad de Sevilla
Sevilla, 2021

Proyecto Fin de Máster: Influencia de las zonas verdes urbanas y de viario público en la calidad del
aire de Sevilla: una visión desde el bienestar social

Autor: Lucas Pomares Zambrano

Tutor: Emilio Ramírez Juidías

El tribunal nombrado para juzgar el Proyecto arriba indicado, compuesto por los siguientes miembros:

Presidente:

Vocales:

Secretario:

Acuerdan otorgarle la calificación de:

Sevilla, 2021

El secretario del Tribunal

Agradecimientos

En primer lugar, a mi tutor, Emilio, que ha tenido una paciencia infinita con mis idas y venidas, y que siempre ha tenido una indicación, consejo o palabra de aliento cuando la he necesitado.

En segundo lugar, y no por ello menos importante, a mi familia, que también ha tenido que armarse de paciencia ante mi inconstancia, pero que ha sabido mantener el equilibrio perfecto entre apoyo y exigencia que me ha dado la motivación necesaria para terminar el trabajo empezado.

Lucas Pomares Zambrano

Alumno del Máster de Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos

Sevilla, 2021

Resumen

La ciudad de Sevilla es un buen ejemplo de sostenibilidad y eco-diseño. Su gran patrimonio, heredado de todas las civilizaciones que han estado asentadas en la urbe en sus casi 2800 años de historia, unido a su clima privilegiado, la convierten en una gran receptora de turismo. En el presente estudio, se han analizado datos de contaminación ambiental y de vegetación, con el objetivo de obtener ecuaciones de predicción de los contaminantes, que permitan tomar decisiones en pos del eco-diseño urbano.

Abstract

The city of Seville is a good example of sustainability and eco-design. Its great legacy, inherited from all the civilizations that have been settled in the city in its almost 2,800 years of history, together with its privileged climate, make it a great recipient of tourism. In this study, environmental pollution data and vegetation data have been analyzed, with the aim of obtaining pollutant prediction equations, which allow making decisions in search of urban eco-design.

Índice

Agradecimientos	v
Resumen	vi
Abstract	vii
Índice	viii
Índice de Tablas	ix
Índice de Figuras	x
1 Introducción	1
2 Zona de Estudio	4
3 Materiales y métodos	8
3.1 <i>Datos de calidad del aire</i>	<i>8</i>
3.2 <i>Relaciones entre contaminantes</i>	<i>10</i>
3.3 <i>Índice fractal</i>	<i>10</i>
3.4 <i>Índice de vegetación</i>	<i>12</i>
3.5 <i>Metodología</i>	<i>13</i>
4 Resultados y discusión	15
5 Conclusiones	38
6 Bibliografía	39

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Concentraciones medias anuales de la ciudad de Sevilla ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Elaboración propia a partir de datos de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible	9
Tabla 2. Valores límite de concentración ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) establecidos por el R.D. 102/2011. Elaboración propia	9
Tabla 3. Histórico de dimensión fractal en Sevilla. Fuente: Ramírez Juidías (2018)	12

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Dibujo esquemático mostrando las interacciones de las plantas con los contaminantes ambientales. Fuente: Elaboración propia a partir de Wei et al. (2020)	2
Figura 2. Evolución de Sevilla a través de la historia. Fuente: Ramírez Juidías, 2018	4
Figura 3. Climograma de Sevilla. Elaboración propia a partir del Global Climate Monitor de la Universidad de Sevilla	6
Figura 4. Serie de temperaturas medias anuales. Elaboración propia a partir del Global Climate Monitor de la Universidad de Sevilla	7
Figura 5. Serie de precipitaciones medias anuales. Elaboración propia a partir del Global Climate Monitor de la Universidad de Sevilla.	7
Figura 6. Localización de las estaciones de medición de Sevilla. Elaboración propia utilizando Google Earth	8
Figura 7. Evolución dimensión fractal. Fuente: Ramírez Juidías (2018)	12
Figura 8. Evolución del NDVI. Elaboración propia a partir de datos de EO Browser	13
Figura 9. Evolución de la concentración media mensual de las partículas menores de 10 micras. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	15
Figura 10. Evolución anual de las concentraciones medias mensuales de partículas menores a 10 micras ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	16
Figura 11. Relación entre las concentraciones de NO_x y PM_{10} . Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	17
Figura 12. Relación entre las concentraciones de CO y PM_{10} . Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	18
Figura 13. Curva de regresión ajustada para las partículas menores de 10 micras en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018).	19
Figura 14. Evolución de la concentración media mensual de las partículas menores de 2.5 micras. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	20
Figura 15. Evolución anual de las concentraciones medias mensuales de partículas menores a 2.5 micras ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	21
Figura 16. Relación entre las concentraciones de CO y $\text{PM}_{2.5}$. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	22
Figura 17. Relación entre las concentraciones de NO_x y $\text{PM}_{2.5}$. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	22

Figura 18. Curva de regresión ajustada para las partículas menores de 2.5 micras en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018).	23
Figura 19. Evolución de la concentración media mensual del monóxido de carbono. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	24
Figura 20. Evolución anual de las concentraciones medias mensuales de monóxido de carbono ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	24
Figura 21. Curva de regresión ajustada para el monóxido de carbono en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018).	25
Figura 22. Evolución de la concentración media mensual del ozono. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	26
Figura 23. Evolución anual de las concentraciones medias mensuales de ozono ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	26
Figura 24. Curva de regresión ajustada para el ozono en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018).	27
Figura 25. Evolución de la concentración media mensual del dióxido de azufre. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	28
Figura 26. Evolución anual de las cocentraciones medias mensuales de dióxido de azufre ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	28
Figura 27. Curva de regresión ajustada para el dióxido de azufre en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018).	29
Figura 28. Evolución de la concentración media mensual del benceno. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	30
Figura 29. Evolución anual de las cocentraciones medias mensuales de benceno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	30
Figura 30. Curva de regresión ajustada para el benceno en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018).	31
Figura 31. Evolución de la concentración media mensual del dióxido de nitrógeno. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	32
Figura 32. Evolución anual de las cocentraciones medias mensuales de dióxido de nitrógeno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	32
Figura 33. Curva de regresión ajustada para el dióxido de nitrógeno en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018).	33
Figura 34. Evolución de la concentración media mensual del óxido de nitrógeno. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	34
Figura 35. Evolución anual de las cocentraciones medias mensuales de óxido de nitrógeno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	34
Figura 36. Curva de regresión ajustada para el óxido de nitrógeno en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018).	35
Figura 37. Evolución de la concentración media mensual de los óxidos de nitrógeno. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	36
Figura 38. Evolución anual de las cocentraciones medias mensuales de los óxidos de nitrógeno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.	36

Figura 39. Curva de regresión ajustada para los óxidos de nitrógeno en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018). 37

Figura 40. Comparación de las concentraciones de los óxidos de nitrógeno. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía. 37

1 INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas los seres humanos, especialmente en los países desarrollados, hemos vivido una época de constante avance científico-tecnológico y bienestar social, pero todo este periodo de industrialización ha acarreado diversos problemas relacionados con la contaminación que dichos procesos producen. El carácter global de dichos problemas ha llevado a la necesidad de coordinación internacional para buscar soluciones, lo que llevó a la ONU a redactar en 1997, dentro de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, el protocolo de Kioto (1998), que entró en vigor 2005 y tendrá de vigencia hasta diciembre de 2020, siendo a partir de 2021 cuando entre en vigor su sucesor, el acuerdo de París (2016).

Otro ejemplo de coordinación internacional en la lucha contra el cambio climático es el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, acrónimo en inglés). Este es un organismo de la ONU cuyo objetivo es proporcionar a los diferentes gobiernos información contrastada científicamente para que puedan desarrollar sus políticas ambientales. Esta información abarca un espectro científico, técnico y socioeconómico, y la plasman mediante informes. Hasta la actualidad se han presentado cinco informes, los cuales se dividen en cuatro partes, siendo el más reciente de 2014 (IPCC, 2013; IPCC, 2014 a,b,c,d). En este documento se da importancia al calentamiento que ha sufrido el planeta, especialmente desde la década de 1950, así como a su principal responsable, esto es, las emisiones de gases producidas por el ser humano. También se pone de manifiesto que esta situación irá en aumento, a no ser que se reduzcan de forma sustancial, y sostenida, las emisiones a la atmósfera. El sexto informe se encuentra en desarrollo y su publicación finalizará en 2022.

Poniendo el foco sobre ámbitos más locales, sigue existiendo multitud de legislación que busca regular y solventar estos problemas. A nivel europeo está la directiva 2008/50/CE, que establece regulaciones sobre diversos contaminantes, además de requisitos en cuanto a su evaluación y los objetivos de calidad del aire, o la directiva 2015/1480, por la que se modifican varios anexos de la directiva anterior. A nivel español se tienen el Real Decreto 102/2011, que traspone al ordenamiento jurídico español la normativa europea, o el Real Decreto 39/2017, por el que se modifica el RD 102/2011. Otro ejemplo es la Ley 34/2007, que actualiza la base legal para los desarrollos relacionados con la evaluación y gestión de la calidad del aire, siendo su fin último alcanzar unos niveles óptimos de calidad del aire para evitar, prevenir o paliar, efectos sobre la salud humana o el medio ambiente. Esta ley fue modificada, posteriormente, por el RD 100/2011, por el que se actualiza el catálogo de actividades potencialmente contaminadoras, y por el RD 1042/2017, en el que se establecen limitaciones sobre las emisiones y se modifica un anexo de la Ley 34/2007. Y, por último, a nivel andaluz, está el Decreto 239/2011 por el que se regula la calidad del medio ambiente atmosférico y se crea el registro de sistemas de evaluación de la calidad del aire en Andalucía, o el acuerdo de 19 de abril de 2016, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueba la formulación de la estrategia andaluza de calidad del aire.

Como se ha visto, existen multitud de organismos y legislación encargados del estudio, medición, evaluación y mitigación del cambio climático y la contaminación atmosférica, pero la mayoría de las medidas planteadas por estos organismos buscan controlar, y limitar, las emisiones producidas por el ser humano, ya sea limitando las emisiones permitidas a vehículos motorizados, controlando más las emisiones industriales y de centrales térmicas, etc.

Sin embargo, y tomando como base lo anteriormente especificado, se puede decir que hay autores que también ponen de manifiesto la relación entre los espacios verdes y la calidad del aire en zonas

urbanas, siendo algunos de los mecanismos más significativos, con los que la vegetación ayuda a reducir la concentración de contaminantes, la intercepción de partículas con la superficie foliar, la absorción de gases mediante los estomas, la interacción entre las raíces y microorganismos, etc. (Mori et al., 2018; Wei et al., 2020). El complejo sistemas mediante el cual las planta interactúan y eliminan los diferentes contaminantes se presenta en la figura 1.

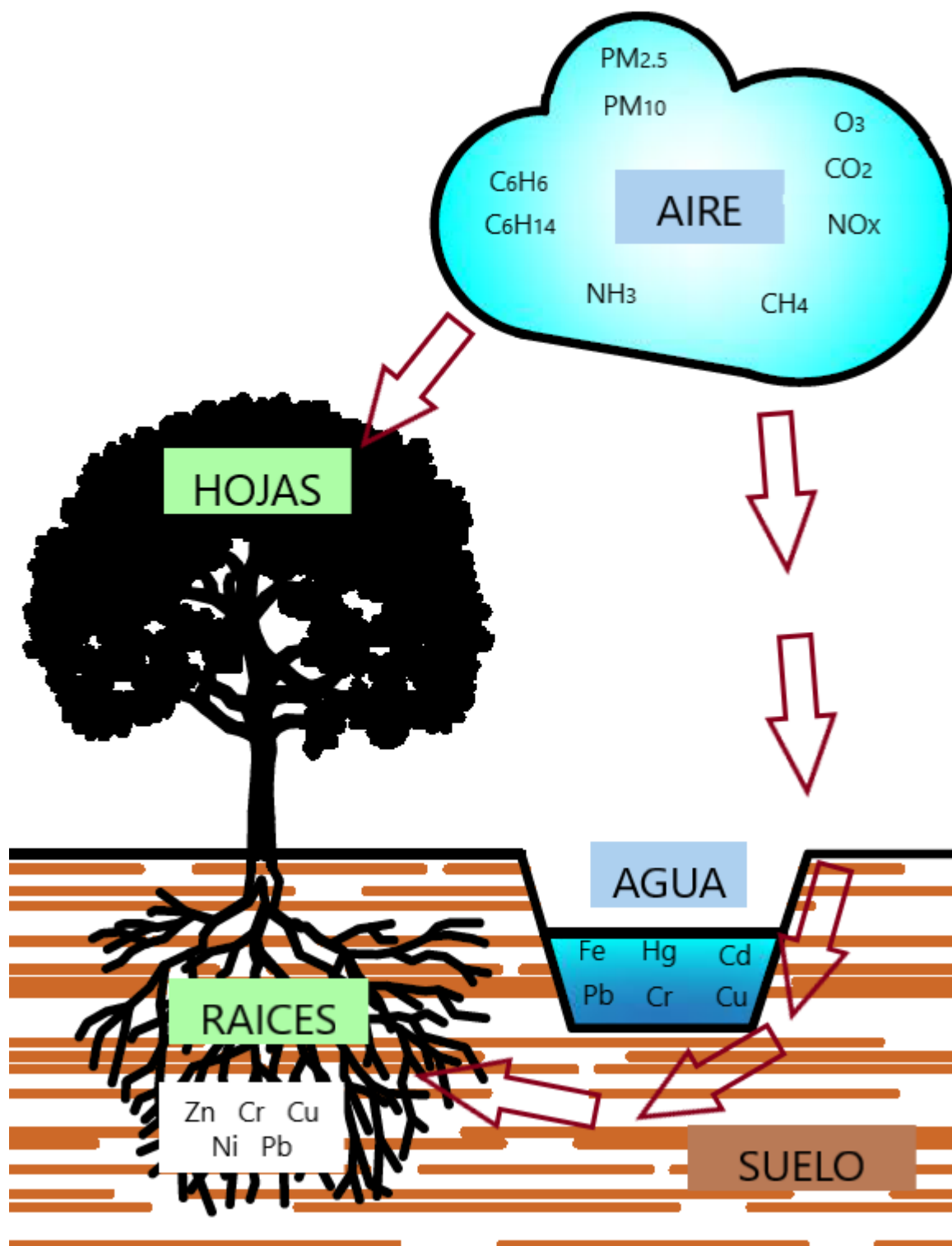


Figura 1. Dibujo esquemático mostrando las interacciones de las plantas con los contaminantes ambientales. Fuente: Elaboración propia a partir de Wei et al. (2020)

Según el estudio de Wei et al. (2020), la eficiencia en la eliminación de contaminantes por parte de la vegetación depende de multitud factores como el área de superficie de hoja, la rugosidad de su superficie, su pilosidad, características anatómicas (como la frecuencia estomática), características morfológicas (como el tamaño o la estructura de las copas), propiedades químicas y las características de la matriz de suelo entre otras. Debido a tan amplia variedad de factores, junto con el gran número de contaminantes existentes, se hace difícil especificar aquellas plantas, y/o procesos, que sean los óptimos para un tipo de contaminante, siendo necesarios estudios concretos.

En otro orden de temas, y de acuerdo con Ramírez-Juidías et al. (2017), una de las mejores herramientas de las que disponemos en la actualidad, para realizar estudios urbano-medioambientales, es la teledetección. Esta herramienta permite obtener información sobre objetos, áreas o fenómenos a través de datos captados por un sensor remoto (Chuvienco, 2020).

El uso de esta herramienta cobra especial interés cuando estudiamos la interconexión entre infraestructuras urbanas, o la interrelación de estas con las zonas verdes, ya que nos permiten obtener parámetros de sostenibilidad, y eco-diseño, del medioambiente urbano (Ramírez-Juidías, 2018).

Hay que hacer hincapié en que la teledetección también lleva asociados diversos problemas que deberán tenerse en cuenta en la realización de cualquier estudio, tal como pueden ser la disponibilidad de datos en una determinada zona, asociada a la cobertura del satélite a usar o de la cobertura nubosa, así como la abundancia de sombras en las imágenes entre otros factores, ya que los softwares de tratamiento digital de imágenes teledetectadas las confunden con vegetación (Soudani y François, 2014), lo que induciría a error en estudios ambientales. Todos estos factores condicionarán las imágenes de las que dispondremos a la hora de realizar un estudio.

Por todo lo anterior, el objetivo del presente trabajo será estudiar la relación existente entre la contaminación atmosférica, y los espacios verdes, en la ciudad de Sevilla. Para ello, se utilizará la teledetección, así como la minería de datos, con el propósito de obtener todos los datos medioambientales necesarios, además de aquellos otros que permitan inferir soluciones a problemas presentes en la actualidad en el área de estudio para, posteriormente, realizarles un tratamiento estadístico y así inferir una serie de resultados que nos permitan determinar si Sevilla puede considerarse, o no, una ciudad sostenible desde un punto de vista de eco-diseño urbano.

2 ZONA DE ESTUDIO

Nuestro estudio se centrará en la ciudad de Sevilla (Andalucía, España) cuyas coordenadas geográficas son 37°22'58.19''N y 5°58'23.41''O. El crecimiento de esta urbe se encuentra influenciado por el desarrollo de la diferenciación social en dos ejes principales, Suroeste-Noreste y Este-Oeste, apareciendo fuera de estos ejes, una serie de islas dispersas por el territorio, con carácter social independiente y que tiene su origen en las dinámicas particulares que provocaron su desarrollo y colonización (Díaz Parra, 2010).

Según el estudio realizado por Ramírez Juidías (2018), Sevilla está transformando parte del patrón típico de ciudad mediterránea, basado en la compacidad y la abrupta separación campo-ciudad, por otro más descentralizado. En un primer momento el modelo de crecimiento de la ciudad hispalense llevó asociada la aparición una serie de ciudades suburbanas periféricas, con alta densidad edificatoria y en las que se localizaba la mayor parte de la industria. Por el contrario, el área central alojaba la mayoría de las funciones terciarias. Este desequilibrio implicaba un alto flujo de desplazamientos centro-periferia por parte de la población, tanto por motivos profesionales como por oferta de servicios.

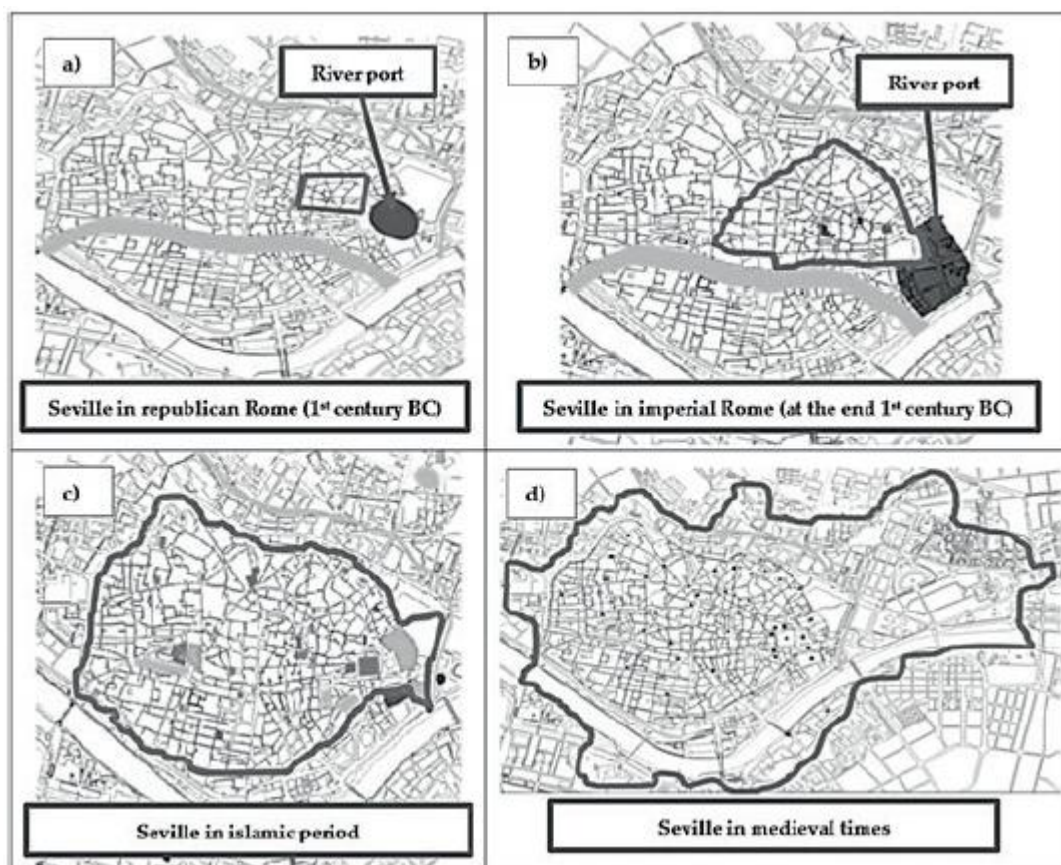


Figura 2. Evolución de Sevilla a través de la historia. Fuente: Ramírez Juidías, 2018

En la actualidad el nuevo modelo de dispersión de la actividad ha generado estructuras más complejas, que exigen la articulación de zonas cada vez más desconectadas y fragmentadas. Esta descentralización, por un lado, tiende a compensar los déficits de la periferia, pero por otro incrementa la demanda de movilidad, lo que ha propiciado una fuerte inversión en infraestructuras de transporte en los últimos años (Amplia red de carreteras, metro, red carriles bici, etc.) (Ramírez

Juidías, 2018).

Con objeto de entender mejor el desarrollo y la situación de la urbe sevillana, vamos a realizar un recorrido histórico de su evolución. De acuerdo con Ortiz (2019) el primer asentamiento turdetano de la ciudad se remonta a la Edad del Hierro, en torno al 500 a.C. Su emplazamiento próximo al río, fácilmente navegable, y cercano a las vegas agrícolas y zonas mineras, propició contactos comerciales con los pueblos mediterráneos, así como un primer afianzamiento como ciudad.

Durante el periodo romano Sevilla se consolida como enclave comercial, siendo a finales del siglo I a.C. cuando se establece como centro regional, y económico, debido a la capacidad de exportación que le proporcionaba el puerto fluvial. Esto llevó consigo un gran desarrollo de la urbe que trajo nuevas infraestructuras (templos, termas, etc.) y una ampliación del viario existente (Ramírez-Juidías, 2018), tal y como se puede apreciar en la figura 2 a y b.

En la época de ocupación musulmana, que siguió a la caída del imperio romano, la ciudad no sufrió grandes cambios, ya que fueron reutilizadas la mayoría de las infraestructuras, y edificios, dejados por romanos y cristianos. En los dos últimos siglos de ocupación, con la llegada de los almohades a Sevilla, la ciudad sufrió una fuerte etapa de ampliación y renovación (Cavero, 2020), dando lugar a un crecimiento tanto en extensión como en dotaciones e infraestructuras (ver figura 2 c).

Tras la reconquista en el siglo XIII, se conservaron las características de ciudad musulmana, con calles estrechas, adarves y arquitectura doméstica volcada al interior (Ramírez Juidías, 2018). Esta estructura se conservaría durante varios siglos (ver figura 2 d).

No menos importante es la gran transformación acaecida en el siglo XVI, en el que el gran crecimiento poblacional tuvo como consecuencia la colmatación del perímetro urbano (Torres, 2019). Por otro lado, y por influencia del renacimiento italiano, se incorporaron ideas sobre la monumentalidad de los edificios, la rectitud y el ensanche de las calles, así como la implantación de grandes plazas entre otras obras de interés, cada una de las cuales transformaron la estructura de ciudad existente.

Según Ramírez Juidías (2018), el primer tercio del siglo XIX fue un periodo crucial para el desarrollo de la metrópoli, ya que, con el objetivo de mejorar la calidad de vida de los ciudadanos, se tomaron medidas tendentes al embellecimiento de la ciudad. Esto fue acompañado de un fuerte impulso económico propiciado por la promoción del puerto y la implantación del ferrocarril, lo que condujo a un crecimiento difuso de la ciudad. En esta época se produjo el derribo de las murallas de la ciudad.

Durante el primer tercio del siglo XX se estuvo gestando la exposición universal de 1929, que supuso una expansión de la ciudad hacia el sur, con nuevas avenidas y paseos, como Oriente o Eduardo Dato, que conectaban con el nuevo barrio de Nervión. De manera simultánea, en el norte, iban surgiendo pequeños núcleos (Ramírez Juidías, 2018).

Una fecha de enorme importancia para la ciudad de Sevilla fue 1960, ya que a partir de ese momento se produjo una decadencia del casco histórico, derivada de la migración de las clases pudientes a nuevos barrios como los Remedios, además de la presión inmobiliaria sufrida en la urbe a causa de la desaparición de edificios históricos, así como de la expulsión de las clases más pobres a la periferia (Ramírez-Juidías, 2018).

Posteriormente, las políticas de conservación del casco histórico, así como con la Exposición Universal de 1992 (Santiago, 2017), dieron lugar, como consecuencia inmediata, a una recalificación de las dotaciones urbanas que alcanzó a la parte Este de la ciudad, además de una mejora considerable en las comunicaciones urbanas, e interurbanas, tanto por carretera como en ferrocarril, brindando al visitante un sinfín de posibilidades de desplazamiento, centros comerciales, áreas verdes, monumentos, etc.

Actualmente, y gracias a la construcción de nuevas infraestructuras de transporte, carril bici y metro,

acompañadas de una gestión sostenible de la arquitectura en la capital hispalense, la ciudad se combina en un complejo entramado de superposiciones, dando lugar a un paisaje urbano híbrido entre funcionalidad, y belleza, que se adapta a las diferentes necesidades de ciudadanos y turistas.

En otro orden de cosas, vamos a caracterizar de forma general el clima de la ciudad, ya que este es un factor determinante a la hora de estudiar, y entender, los procesos químicos entre los diferentes contaminantes (Ramírez-Juidías et al., 2017). Siguiendo la clasificación desarrollada por Gómez Zotano et al. (2015), Sevilla se encuentra en una zona con clima tipo mediterráneo semiocéanico seco-subhúmedo del bajo Guadalquivir.

Su registro térmico medio oscila entre los 16.5 °C y los 18.5 °C, aunque la temperatura media de las máximas se puede elevar hasta los 25.5 °C, siendo el promedio más alto del conjunto de Andalucía. Otro factor que cabe destacar es su caluroso periodo estival, en el cual se superan con frecuencia los 40 °C. Los promedios mínimos anuales oscilan entre 9.8 °C y 12.3 °C resultando inviernos suaves y con escasos días de heladas.

Con respecto a la pluviosidad, cabe remarcar su carácter moderado, ya que la media oscila entre los 510 y 780 mm anuales. El máximo pluviométrico se prolonga desde noviembre hasta enero-febrero, la primavera está marcada por precipitaciones irregulares y en verano (periodo estival) apenas se recogen precipitaciones.

Comparando la clasificación de Gómez Zotano et al. (2015) con una amplia base de datos climatológicos como la que posee el Global Climate Monitor (figura 3), observamos que los valores planteados se corresponden fielmente a la realidad, tanto en materia de temperatura como de precipitaciones.

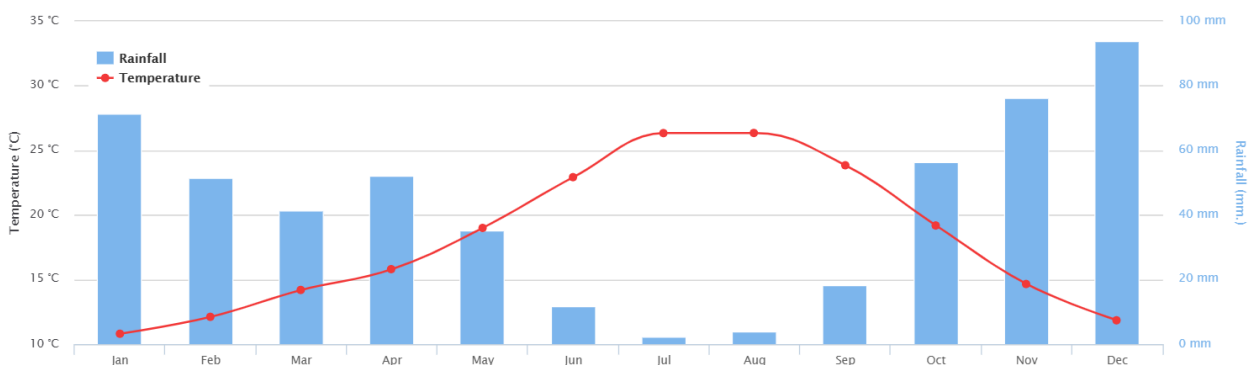


Figura 3. Climograma de Sevilla. Elaboración propia a partir del Global Climate Monitor de la Universidad de Sevilla

Cambiando a un enfoque histórico del clima, con objeto de evaluar las incidencias que pueda haber tenido el cambio climático en la urbe sevillana, nos vamos a apoyar en el Informe de Medio Ambiente de Andalucía (2018), en el cual, a la administración andaluza le preocupan dos factores asociados al cambio climático, esto es, el calentamiento global y la desertización.

Centrándonos primero en el calentamiento global, y a la vista de los datos presentados en la figura 4, podemos afirmar que, en el periodo comprendido desde 1901 hasta 2012, la media de temperatura ha tenido un aumento de 1.2 °C (variación entre 17.3 °C y 18.5 °C), siendo especialmente marcado el crecimiento desde el año 1970. Esta subida no hace más que poner de manifiesto la necesidad, que marcaban los organismos internacionales, de tomar medidas para mitigar los efectos del cambio climático.

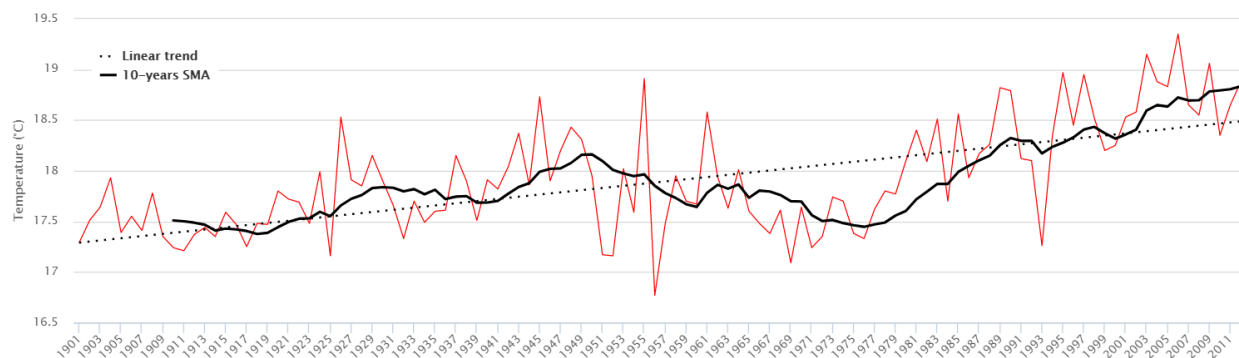


Figura 4. Serie de temperaturas medias anuales. Elaboración propia a partir del Global Climate Monitor de la Universidad de Sevilla

Para evaluar la desertización, vamos a estudiar en conjunto la evolución histórica de temperaturas (figura 4) y de precipitaciones (figura 5). Con respecto a las precipitaciones, hay que comentar que han disminuido entre 60-70 mm anuales, lo que unido al aumento térmico de 1.2 °C entre 1901 y 2012, da lugar a una mayor sequedad ambiental, favoreciéndose el proceso de desertización y, por tanto, volviendo a ser una llamada de atención sobre las consecuencias del cambio climático.

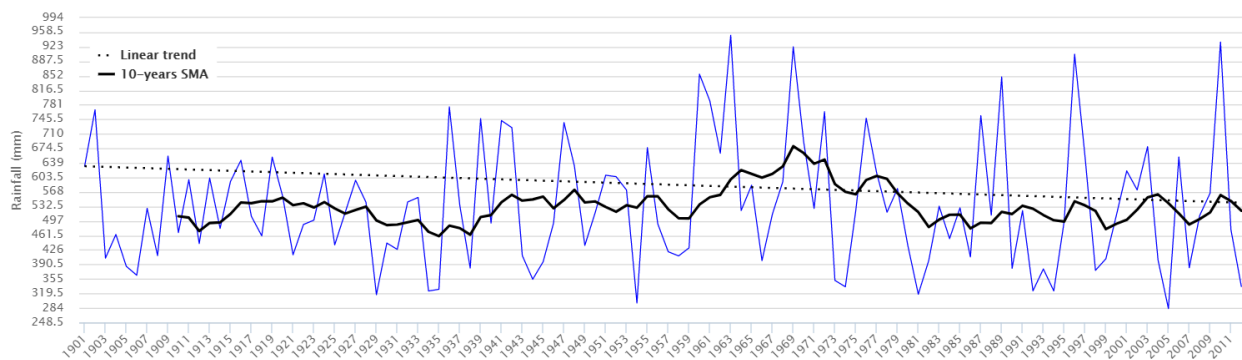


Figura 5. Serie de precipitaciones medias anuales. Elaboración propia a partir del Global Climate Monitor de la Universidad de Sevilla.

Si bien es cierto lo anterior, es preciso especificar que, actualmente, la ciudad cuenta con un amplio programa de motitoreo ambiental con motivo de ajustarse a los parámetros marcados por el último Informe sobre Cambio Climático (IPCC, 2014 a,b,c,d).

3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Datos de calidad del aire

Para la realización de este estudio se han utilizado datos provenientes de la Red de Vigilancia y Control de la Calidad del Aire en Andalucía. Dicha red está compuesta por un conjunto de estaciones fijas de vigilancia y control de la calidad del aire. Según el Informe de Medio Ambiente en Andalucía (2018) en estas estaciones se miden mediante sensores automáticos el dióxido de azufre (SO₂), los óxidos de nitrógeno (NO₂, NO y NO_x), las partículas menores de 10 micras (PM₁₀), el monóxido de carbono (CO), ozono (O₃), sulfuro de hidrógeno (H₂S) y parámetros meteorológicos. Mediante métodos manuales y automáticos se obtienen partículas menores de 10 y 2.5 micras (PM₁₀ y PM_{2.5}) y algunos compuestos orgánicos volátiles como el benceno, el tolueno, el xileno o el etilbenceno. Y solo mediante muestreos manuales se obtienen metales, amoniaco (NH₃) y benzo(a)pireno. El número de sensores, captadores gravimétricos o difusivos, y en definitiva las tipologías de contaminantes de las que es posible realizar una medición dependen de las condiciones de cada emplazamiento.



Figura 6. Localización de las estaciones de medición de Sevilla. Elaboración propia utilizando Google Earth

Centrándonos ya en nuestro estudio, se solicitaron los datos de las estaciones de Sevilla (figura 6) a la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible, que proporcionó datos de todos los contaminantes medidos por sensores automáticos, exceptuando al sulfuro de hidrógeno y los datos meteorológicos, de las partículas menores de 2.5 micras y del benceno, en un periodo de tiempo comprendido en 2003 y 2018.

Estos datos representan las concentraciones medias mensuales ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de los contaminantes medidas por cada estación, con las cuales hemos calculado las concentraciones medias anuales de cada estación, y con estas la concentración media anual de la ciudad, que es la que hemos utilizado para la realización del estudio. Los resultados se presentan en la tabla 1.

Año	CO	NO ₂	NO	NO _x	O ₃	PM ₁₀	PM _{2.5}	SO ₂	Benceno
2003	674.398	31.394	21.391	74.838	44.814	35.756	18.065	6.231	1.548
2004	878.637	32.686	24.163	60.054	44.019	32.956	18.065	7.431	0.559
2005	589.265	37.898	26.840	70.861	49.059	33.573	18.065	7.042	0.284
2006	472.814	34.096	20.899	66.429	49.527	28.388	19.120	4.656	0.329
2007	525.745	35.217	21.177	67.125	47.782	32.093	20.670	4.744	3.080
2008	539.666	34.716	20.449	64.307	49.827	32.364	15.960	5.960	2.773
2009	549.492	32.770	16.919	57.444	51.134	26.095	14.789	4.698	0.429
2010	511.994	30.023	14.709	49.366	54.348	28.010	15.792	4.372	1.138
2011	523.361	30.821	17.322	56.311	49.794	37.548	17.775	4.808	0.736
2012	440.432	26.961	15.037	48.892	48.900	28.874	16.026	4.437	1.187
2013	386.198	26.288	12.717	44.889	54.185	26.653	12.907	4.631	1.427
2014	346.513	25.422	13.059	44.463	51.129	24.812	13.038	5.173	0.598
2015	427.061	27.728	16.952	52.283	50.639	32.660	15.934	5.289	0.659
2016	356.499	26.680	14.463	47.855	50.533	29.686	13.759	4.858	0.163
2017	368.168	29.146	15.354	52.433	54.451	33.728	16.326	5.008	0.373
2018	349.810	24.144	13.253	43.936	55.321	26.677	13.115	4.475	0.356

Tabla 1. Concentraciones medias anuales de la ciudad de Sevilla ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Elaboración propia a partir de datos de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible

Con objeto de evaluar la magnitud de estas concentraciones se van a comparar con los límites legales que establece el Real Decreto 102/2011 (tabla 2). Este decreto establece diferentes valores límite de concentración en función del tiempo de exposición, que van desde una hora hasta un año, cada uno de los cuales son límites absolutos que no deben superarse.

Contaminantes	Valor Límite para la Protección de la Salud Humana			
	1 hora	8 horas	24 horas	1 año
CO	-	10000	-	-
NO ₂	200	-	-	40
NO	200	-	-	40
O ₃	180	120	-	-
PM ₁₀	-	-	50	40
PM _{2.5}	-	-	-	25
SO ₂	350	-	125	-
BCN	-	-	-	5

Tabla 2. Valores límite de concentración ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) establecidos por el R.D. 102/2011. Elaboración propia

A la hora realizar esta comparación se encuentra el problema de que muchos de estos valores están pensados para episodios cortos de una gran concentración, por lo que no se pueden comparar con las medias para periodos extendidos que se utilizan en este trabajo. Centrándonos en los que sí podemos estudiar, tenemos en primer lugar al dióxido de nitrógeno, que no supera el umbral en ningún año de la serie, siendo el más cercano, el año 2005 con $37.898 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En el caso del óxido nítrico observamos un comportamiento idéntico al del NO₂, no superando el valor límite en ningún año de la serie y teniendo localizado el máximo en 2005, con $26.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Este comportamiento da indicios de la relación existente entre los diferentes óxidos de nitrógeno, que ya se comentará en la próxima sección del trabajo. Con respecto a las partículas menores de 10 micras también cabe destacar que ningún año de la serie supera el valor máximo permitido por la normativa, en este caso el año más cercano es el 2011 con una concentración de $37.548 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pasando a las partículas menores de 2.5 micras tampoco tenemos ningún valor fuera de normativa, y su valor máximo se localiza en el año 2007, con $20.670 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Y para finalizar se hablará del benceno, contaminante que vuelve a situarse

durante todo el periodo estudiado dentro de los límites establecidos, siendo su año de mayor concentración fue el 2007 con $3.080 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

A la vista de la comparativa anterior se puede concluir que Sevilla tiene una calidad del aire dentro de los límites tolerados por la normativa, al menos para los contaminantes en los que ha sido posible realizar dicha comparación. Los detalles referentes a las series históricas de contaminantes y sus tendencias serán comentados con más detenimiento en la sección de resultados y discusión.

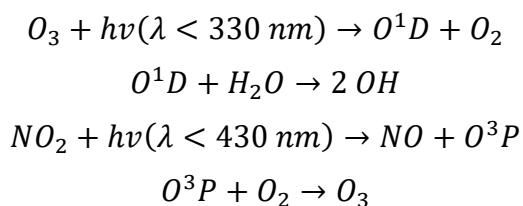
3.2 Relaciones entre contaminantes

La química atmosférica es un proceso complejo y lleno de interrelaciones, esto conlleva que los diferentes contaminantes no puedan estudiarse independientemente ya que se ven afectados por multitud de factores (reacciones con otros contaminantes, transporte, deposición, radiación solar, condiciones atmosféricas, etc.). Por este motivo se va a realizar una breve explicación de química atmosférica y de las interrelaciones entre los diferentes contaminantes, con objeto de comprender mejor estos procesos.

Siguiendo el estudio de Yang et al. (2021) los radicales hidroxilo (OH) tienen un papel fundamental en la química atmosférica, ya que gobiernan los procesos de degradación de los contaminantes aéreos. Los radicales OH tienen tiempos de vida cortos ($< 1 \text{ s}$) y su ratio de formación y pérdida está balanceado. El hidroxilo se forma a través de la fotólisis del ozono, ácido nitroso y peróxido de hidrógeno, mientras que se elimina mediante multitud de reacciones de oxidación de contaminantes atmosféricos.

Estos radicales OH reaccionan con el monóxido de carbono (CO) y con compuestos orgánicos volátiles (COVs) para producir el radical hidroperoxil (HO_2) y el radical peroxil orgánico (RO_2), respectivamente. Por otro lado, tenemos que en presencia de óxidos de nitrógeno (NO_x), el peroxil orgánico se convierte en hidroperoxil mediante una reacción con NO, mientras que el HO_2 reacciona con el NO dando lugar al reciclaje del OH. La última fuente de pérdida de hidroxilo es su reacción con el NO_2 por la que se forma ácido nítrico. Como efecto secundario se da la reacción del HO_2 o el RO_2 con el NO, que da NO_2 , el cual produce ozono mediante la reacción de fotólisis.

En estas reacciones de fotólisis que tanto influyen en la química atmosférica ahonda Wang et al. (2019), en dicho estudio presenta el siguiente proceso de fotólisis:



Teniendo cada una de estas reacciones de fotólisis diferentes frecuencias que dependerán de la longitud de onda y la temperatura. Además, estas frecuencias se verán afectas por los aerosoles, en el estudio destaca la correlación entre las $\text{PM}_{2.5}$ y la profundidad óptica de aerosol, y como esta última afecta en gran medida a las frecuencias de fotólisis.

En otro orden de temas, y siguiendo el estudio de Falaiye et al. (2021) sobre las partículas en suspensión, estas pueden tener su origen en una fuente primaria, natural o antropogénica, o pueden surgir a raíz de compuestos precursores, como por ejemplo SO_2 , NO_x , NO o COVs.

3.3 Índice fractal

De acuerdo con Ramírez Juidías (2018), por norma general para modelizar los fenómenos naturales se recurre a la geometría Euclídea, trigonometría y al cálculo. Sin embargo, hay algunos fenómenos naturales, como el crecimiento de los espacios verdes urbanos, que no se corresponden con un valor entero, es decir, que no pertenecen a una dimensión euclídea, sino que presentan valores decimales

correspondientes a una dimensión fractal.

Teniendo en cuenta en el estudio de Chen (2016), se obtiene que mediante la comparación de los diferentes valores de dimensión fractal de diferentes zonas verdes en diferentes años, se puede revelar información espaciotemporal de la evolución de los espacios verdes de una ciudad como sistema. De esta manera la evolución, y crecimiento de los espacios verdes, se puede relacionar con las dinámicas espaciales de la morfología de la ciudad.

Por otro lado, se conoce que la magnitud del sistema tiene un límite superior y otro inferior, así que el crecimiento de la magnitud (espacios verdes) tendrá forma de S, función sigmoide, siempre y cuando la velocidad de crecimiento del sistema no sea uniforme.

En cualquier ciudad el rango de los espacios verdes oscila entre 0 y 1 (0 y 100%). Como consecuencia del hecho de que el crecimiento de los espacios verdes está basado en mapas de dos dimensiones, el límite superior de la dimensión fractal será 2 ($D_{max} = 2$) mientras que el límite inferior será 0 ($D_{min} = 0$).

Como resultado, y de acuerdo con Ramírez Juidías (2018), usando un modelo logístico, el crecimiento sigmoide de las áreas verdes se puede describir como:

$$D(t) = \frac{D_{max}}{1 + A \cdot e^{-k \cdot t}}$$

Donde:

- t es la diferencia entre el año del que queremos obtener el dato y el año inicial de la serie.
- D(t) es la dimensión fractal en un momento t determinado.
- A es un coeficiente determinado por la siguiente ecuación: $A = \frac{D_{max}}{D_0} - 1$
- D_0 es la dimensión fractal correspondiente al año inicial de la serie.
- k es el nivel de crecimiento original de la dimensión fractal de la serie correspondiente a la variable analizada.

Una vez concluida esta explicación teórica se van a presentar los datos obtenidos en el trabajo para la ciudad de Sevilla (tabla 3).

Año	D	Año	D
1842	0.9210	1996	0.9652
1857	0.9283	1998	0.9651
1877	0.9355	1999	0.9649
1887	0.9340	2000	0.9648
1900	0.9268	2001	0.9646
1910	0.9226	2002	0.9645
1920	0.9379	2003	0.9644
1930	0.9432	2004	0.9642
1940	0.9535	2005	0.9641
1950	0.9585	2006	0.9639
1960	0.9612	2007	0.9638
1970	0.9634	2008	0.9636
1981	0.9648	2009	0.9635
1986	0.9650	2010	0.9633
1987	0.9651	2011	0.9631

1988	0.9652	2012	0.9630
1989	0.9653	2013	0.9628
1990	0.9653	2014	0.9626
1991	0.9654	2015	0.9625
1992	0.9653	2016	0.9623
1993	0.9653	2017	0.9621
1994	0.9653	2018	0.9619
1995	0.9653		

Tabla 3. Histórico de dimensión fractal en Sevilla. Fuente: Ramírez Juidías (2018)

Los datos mostrados en la tabla 3 se han obtenido a partir de la siguiente ecuación:

$$D(t) = \frac{0.9654}{1 + 0.0482 \cdot e^{-0.0156 \cdot t}}$$

Esta expresión tiene un ajuste de $R^2 = 0.9378$.

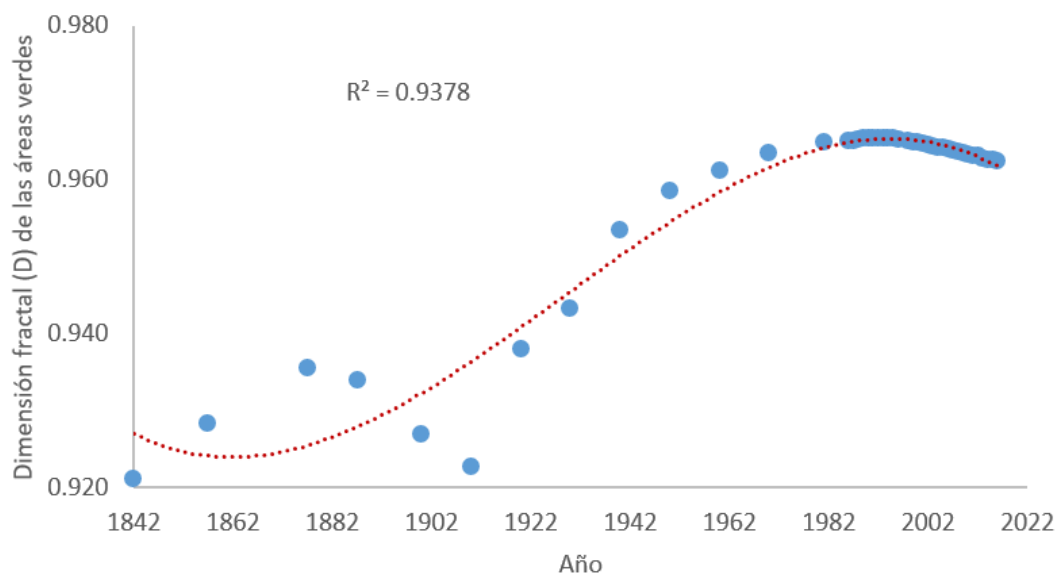


Figura 7. Evolución dimensión fractal. Fuente: Ramírez Juidías (2018)

3.4 Índice de vegetación

Para la realización del presente estudio también se han buscado datos sobre el índice de vegetación (NDVI, Normalized Difference Vegetation Index), este es uno de los parámetros más usados en estudios de teledetección ya que permite estudiar la vitalidad de la vegetación o la diferenciación de cultivos, siendo una potente herramienta para estudios agrarios o medioambientales. El NDVI se obtiene a partir de una combinación de banda de rojo e infrarrojo mediante la siguiente fórmula:

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

Para el cálculo del NDVI hemos utilizado imágenes satélite obtenidas de la aplicación EO Browser. Se han utilizado 1225 imágenes comprendidas entre los años 2003-2018, todas estas imágenes se obtuvieron en el mes de marzo de 2021. Los satélites utilizados para la obtención de imágenes fueron MODIS MCD43A4, Landsat 5 5M, Landsat 8 OLI, Sentinel 2 L1C y Sentinel 2 L2A.

Los resultados obtenidos se muestran en la figura 8.

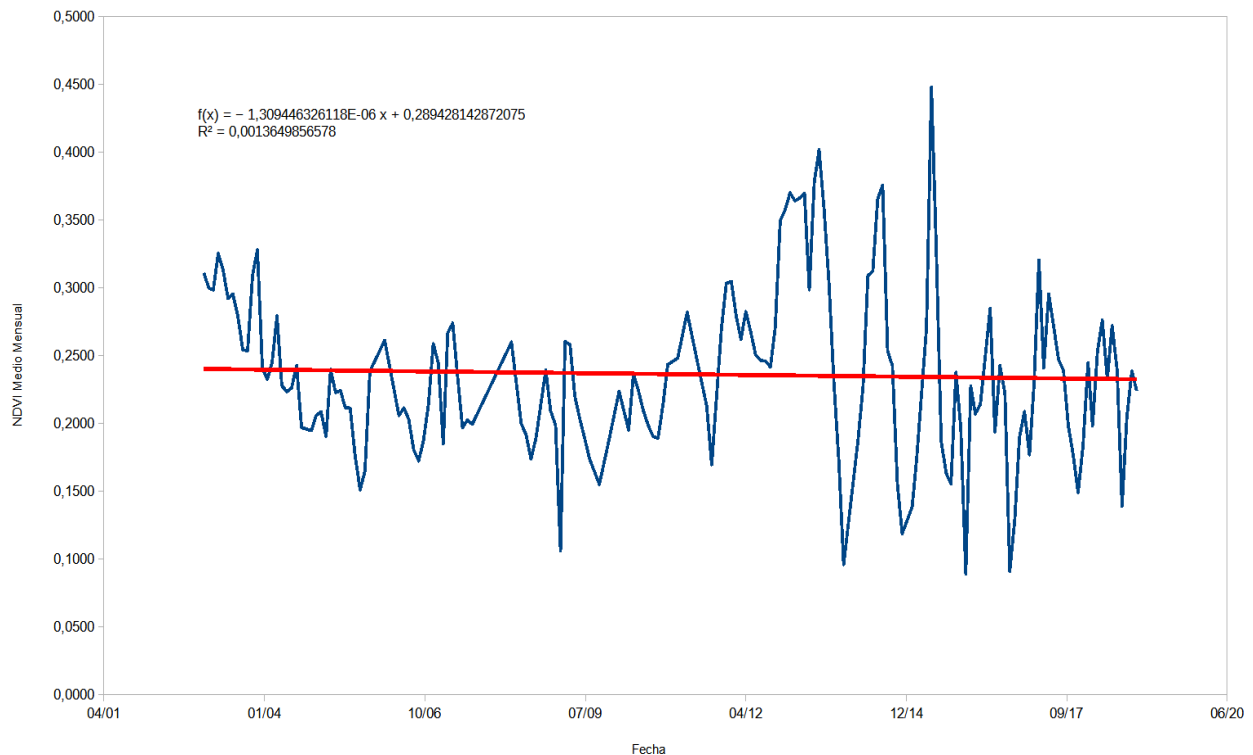


Figura 8. Evolución del NDVI. Elaboración propia a partir de datos de EO Browser

A la hora de realizar las ecuaciones de predicción de los contaminantes, objetivo final de este trabajo, el índice de vegetación se ha comportado mucho peor que el índice fractal, quizás a consecuencia de que la disminución paulatina de la superficie de área verde ha hecho posible una pérdida efectiva de capacidad, por parte de la vegetación, a la hora de interactuar junto con la atmósfera, en los fenómenos de captura y/o retención de contaminantes.

3.5 Metodología

En primer lugar se solicitaron datos de diferentes contaminantes atmosféricos a la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible de la Junta de Andalucía, la cual, proporcionó los datos de las estaciones de la Red de Vigilancia y Control de la Calidad del Aire en Andalucía situadas en Andalucía, y más concretamente en la ciudad de Sevilla, tal y como se mostró en la figura 6.

Dichas estaciones hacen uso del sensoramiento próximo. De acuerdo con Adamchuk et al. (2010), esta técnica no es más que una rama de la teledetección que utiliza sensores cercanos, a partir de los cuales se obtienen datos más precisos y que necesitan menos tratamiento.

Posteriormente, y con el fin de obtener datos de vegetación, se siguieron dos caminos. Por un lado, se utilizó el trabajo de Ramírez Juidías (2018) para obtener el índice fractal de los espacios verdes de la ciudad de Sevilla. Por otro, se calculó el índice de vegetación (NDVI) a partir de las bandas espectrales obtenidas de todas y cada una de las imágenes descargadas entre el periodo de 2003 y 2018, cada una de las cuales fueron obtenidas a partir de los satélites y sensores especificados anteriormente. Estos datos se trabajaron posteriormente para eliminar los valores incoherentes de NDVI y eliminar los datos duplicados, dando siempre prioridad al satélite más moderno.

A continuación, se procedió a obtener las ecuaciones de predicción de los diferentes contaminantes en función de los datos de vegetación, utilizando tratamientos estadísticos adecuados en base a los datos bien obtenidos, bien suministrados por la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible de la Junta de Andalucía. Cabe destacar que los resultados a los cuales hemos llegado, a partir del índice fractal, se ajustaron más que el modelo obtenido incluyendo el índice de

vegetación como covariable, lo cual se debe a que el NDVI actúa como covariable negativa en cada uno de los modelos. También es consecuencia al hecho de que el NDVI se encuentra, ya de forma implícita, en el índice fractal, motivo por el cual, la redundancia a la hora de utilizar dos variables diferentes (NDVI y D) hace que ambas se contrarresten en el modelo, motivo por el cual la menos pesada, que es el NDVI, influye de manera significativa en la más pesada.

Para complementar el análisis de estas ecuaciones se realizó un estudio de las variables climáticas de la ciudad utilizando el Global Climate Monitor de la Universidad de Sevilla. De la misma manera se llevó a cabo una amplia búsqueda bibliográfica acerca del comportamiento y la interrelación de los distintos contaminantes entre sí, con el propósito de poner en valor la relación existente entre los mismos y las variables climáticas utilizadas, así como con el índice de vegetación y/o el índice fractal.

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras analizar todos los datos de contaminantes, así como los del índice de vegetación obtenido mediante imágenes satélite, se ha observado que las ecuaciones predictoras tienen un mejor ajuste cuando no se incluye el NDVI como variable. El índice fractal ha dado un mejor ajuste en todas las ecuaciones predictoras, haciendo por tanto que el NDVI actúe como covariable negativa en el modelo. A colación de lo anterior, hay que comentar, que también se debe en parte al hecho de que el NDVI se encuentra, ya de forma implícita, en el índice fractal, motivo por el cual la redundancia a la hora de utilizar dos variables diferentes (NDVI y D) hace que ambas se contrarresten en el modelo, motivo que hace que la menos pesada, esto es el NDVI, influya de manera significativa en la más pesada (D).

En lo que respecta a las partículas menores de 10 micras (figura 9) se puede observar una tendencia prácticamente descendente, esto es muy interesante ya que podemos decir, que el estudio efectuado por Irga et al. (2015) justifica, perfectamente, los picos y valles que aparecen en dicha figura, en nuestro caso hemos averiguado, que los picos y valles se corresponden con el aumento o descenso de la temperatura, justamente en los años en los cuales se tienen datos medios de las partículas menores de 10 micras. Esto significa que efectivamente, como especifica Irga et al. (2015), hay una correlación negativa entre estas partículas en suspensión y la temperatura.

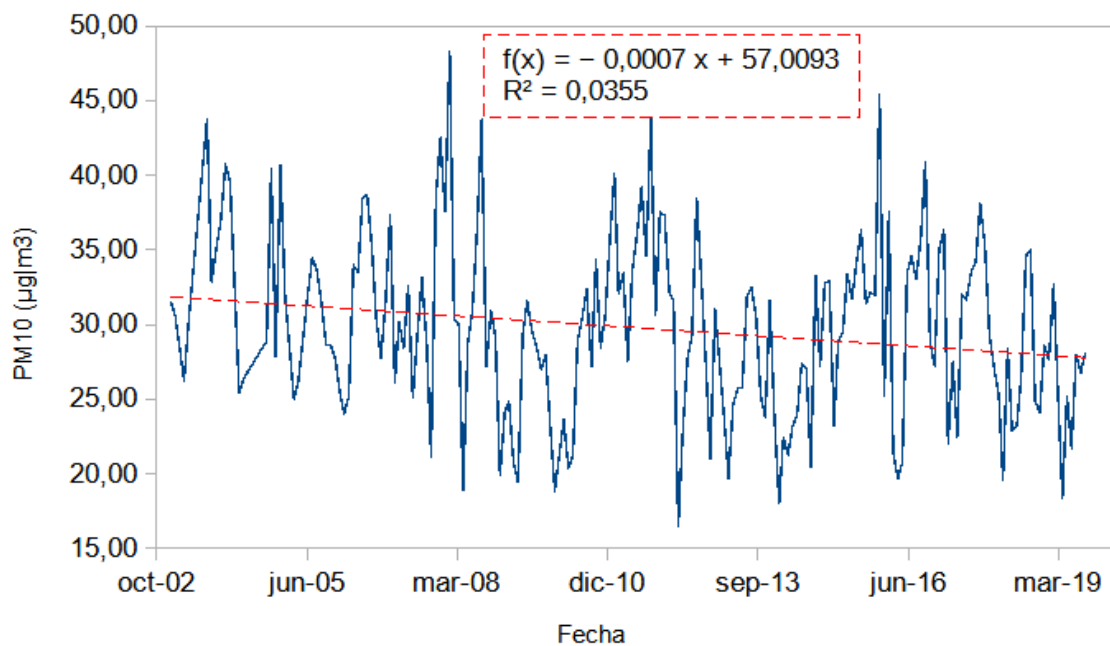


Figura 9. Evolución de la concentración media mensual de las partículas menores de 10 micras. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

Hay que comentar igualmente la importancia que tienen en la disminución de dichas partículas los árboles existentes, así como el resto de vegetación, en los parques y áreas verdes urbanas. En este sentido es de especial interés el trabajo de McDonald et al. (2007), que especifica que los árboles, así como la vegetación en general, son un gran sumidero de partículas menores de 10 micras. Igualmente interesante es el estudio realizado por Vecchi et al. (2007) quien averiguó que hay una relación directa entre la disminución del parque de vehículos, en ciertas horas de un día determinado, y la velocidad del viento en pos de la disminución de estas partículas menores de 10 micras. En nuestro caso no hay lugar a duda, que tanto la concentración de vehículos a primeras horas de la

mañana, así como las corrientes de viento leves existentes en la ciudad de Sevilla a partir del mediodía hacen que estas concentraciones de PM₁₀ puedan variar temporalmente. Igualmente hay que hacer hincapié en la disminución de población de la ciudad en los últimos años lo que sin duda favorece esta tendencia negativa vista en la gráfica de la figura 9.

Tal y como se puede observar en la figura 10, los valores altos, así como los bajos, indican igualmente un fuerte influencia estacional, primero se va a introducir la problemática siguiendo el estudio de Aryal et Al. (2008) y después se particularizará para la ciudad de Sevilla (figura 10). Según Aryal et Al. (2008) durante el invierno, época en la que existe mayor velocidad del viento, el uso de energía aumenta con la disminución de la temperatura del aire, lo que genera más contaminantes del aire, caso del NO_x y el SO₂ que podrían formar más partículas secundarias. En su estudio también comentan que la baja temperatura del aire combinada con vientos tranquilos durante el invierno, reduciría la ventilación ambiental. Por su parte el aumento de las emisiones al aire y la reducción de las ventilaciones ambientales podrían causar un aumento de las concentraciones de PM₁₀ en el aire.

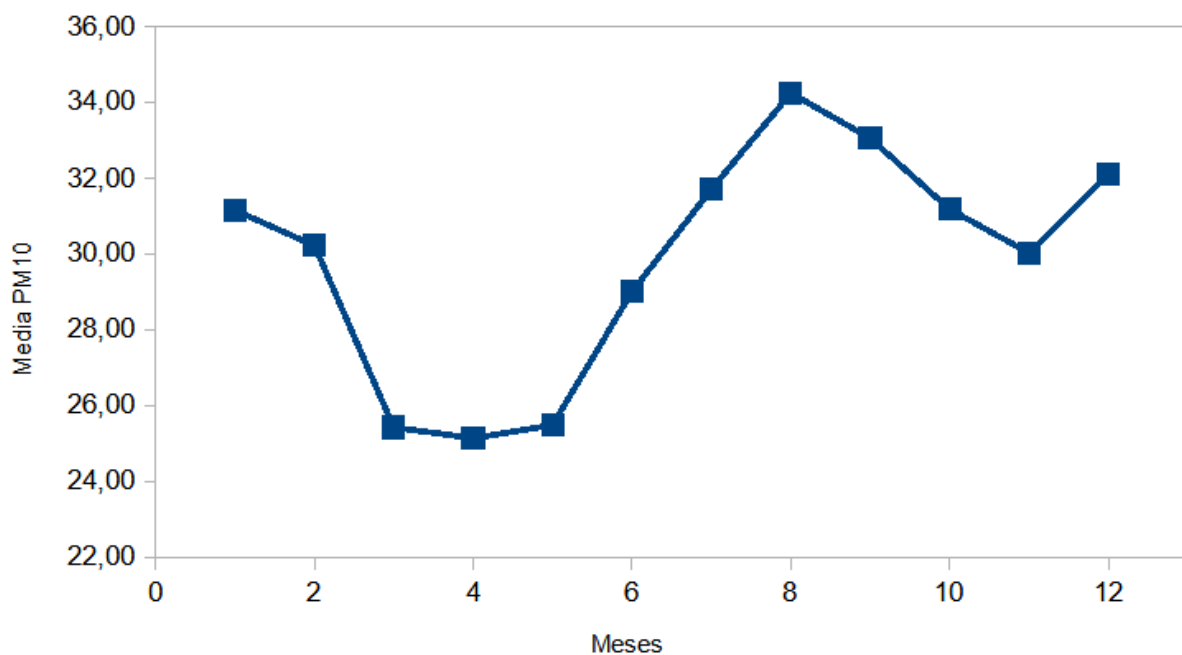


Figura 10. Evolución anual de las concentraciones medias mensuales de partículas menores a 10 micras (µg/m³). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

De acuerdo con Aryal et al. (2008) aunque el uso de energía, para formarse las corrientes de aire, disminuye con el aumento de la temperatura del aire durante la transición del invierno a la primavera, las concentraciones de PM₁₀ no cambian mucho. Esto probablemente se deba a dos motivos. El primero de ellos es que la ventilación ambiental puede no ser suficiente para barrer el PM₁₀ al comienzo de la primavera, y el segundo, a que el clima seco de final de primavera produce más emisiones fugitivas, esto es, que no se sabe bien de donde proceden al no ser principalmente de contaminantes, así como polen en las épocas de abril y mayo, el cual contribuye a aumentar los niveles de PM₁₀. En su estudio también asocia las mayores temperaturas durante el verano, la disminución del uso de energía y las mayores precipitaciones que se dan en su zona (época del monzón) con el periodo de menor concentración de PM₁₀.

En el caso de la ciudad de Sevilla, como podemos ver en la figura 10, el periodo de menor concentración se da entre marzo y mayo, siendo la concentración equiparable al resto del año, esto podemos justificarlo en los términos del estudio de Aryal et Al. (2008), desde el punto de vista de que en la capital andaluza el periodo de máximas temperaturas coincide con el de menores

precipitaciones (verano), siendo la temperatura un factor con correlación negativa y la precipitación un factor con correlación positiva, lo que provocaría que no tuviésemos una distribución anual similar a las presentadas en los estudios de Aryal et Al. (2008) ya que en su caso el verano era un periodo de mayor temperatura y precipitación, y en el de Sevilla, se mantiene como el periodo de mayor temperatura, mientras que también es el de menor precipitación, provoca que estos episodios de “lavado” de las concentraciones que representan los fenómenos de precipitación no se produzcan, aumentando se concentración a lo largo del verano.

De acuerdo con Yadav et al. (2017), las concentraciones diarias de PM_{10} se encuentra influenciadas por las proporciones existentes en la mezcla de aire de gases traza como CO o NO_x . En nuestro estudio sucede todo lo contrario. Tal y como se puede ver en la (figura 11), la relación entre las partículas inferiores a 10 micras y el NO_x es baja, teniendo un coeficiente de determinación de 0.35. Lo mismo sucede con la relación entre la PM_{10} y el monóxido de carbono (figura 12) cuyo coeficiente de correlación es de 0.23. Ambas relaciones no indican otra cosa que las contribuciones predominantes, que dan lugar lógicamente a la evolución del PM_{10} en el tiempo, proceden de fuentes antropogénicas, así como del escape vehicular, o procesos industriales principalmente.

Aunque en nuestro estudio no han sido tenidos en cuenta ni las concentraciones ambientales de rubidio y cesio, así como de potasio, es interesante constatar que según dice Perrino et al. (2019), estas concentraciones se encuentran íntimamente relacionadas con la concentración de PM_{10} , produciéndose un aumento, así como un descenso, relacionado con el aumento o descenso de estas partículas inferiores a 10 micras.

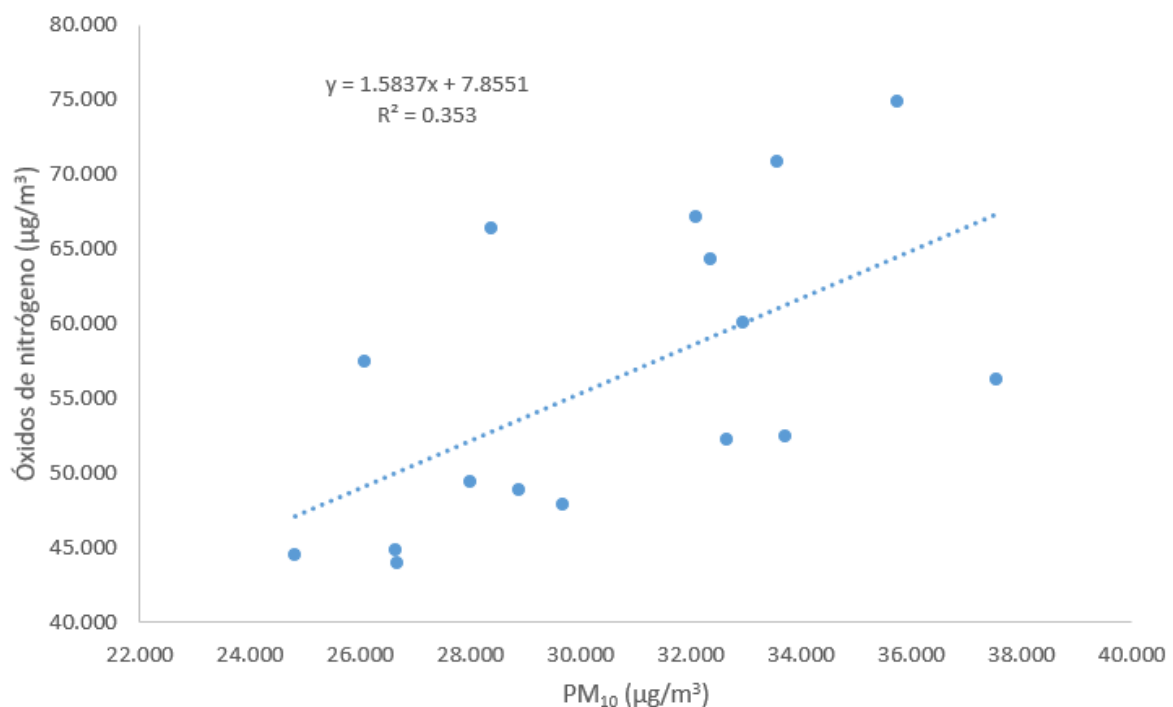


Figura 11. Relación entre las concentraciones de NO_x y PM_{10} . Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

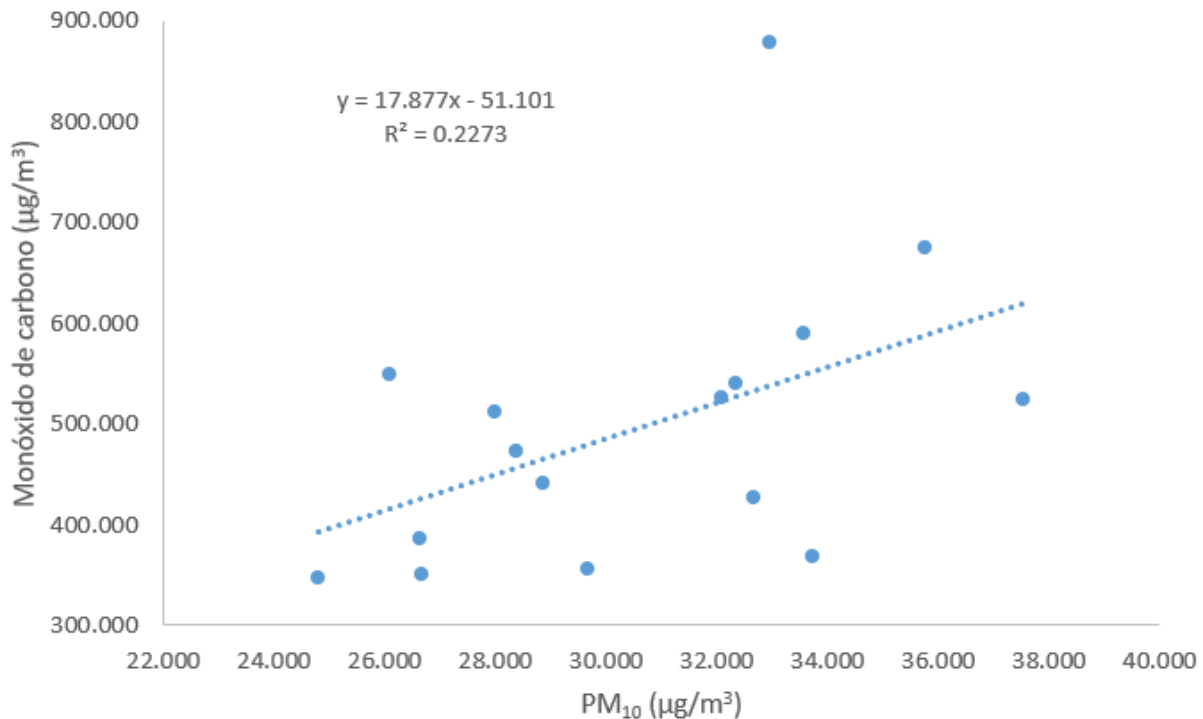


Figura 12. Relación entre las concentraciones de CO y PM₁₀. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

En lo referente a la ecuación de predicción de las partículas inferiores a 10 micras, tal y como se muestra en la figura 13, y su relación con el ajuste lineal, podemos decir que se ha decidido incluir como variable, además del índice fractal, al NO_x, a pesar de que la relación entre el PM₁₀ y este contaminante es baja. Esta decisión se ha tomado en base al estudio de Vecchi et al. (2007) que comenta que ambos contaminantes están correlacionados con coeficiente de determinación bastante elevado. Además, en nuestro caso resulta que al incluirlo en el modelo tanto la significancia ($p \leq 0.05$) como el ajuste en si ($r = 0.665$ y $R^2 = 0.442$) mejoran considerablemente. Aunque el ajuste parece bajo, teniendo en cuenta que según el estudio de McDonald et al. (2007) los árboles ayudan en gran medida a disminuir las concentraciones de PM₁₀, este hecho induce a esperar una mayor correlación entre los parámetros utilizados.

Ahondando en la figura 13, se pueden apreciar diferencias significativas entre la ecuación predictora y el ajuste lineal, hecho que, junto con el mayor ajuste de la ecuación de predicción, pone de manifiesto que el modelo empleado para la predicción de las PM₁₀ es representativo y, por tanto, un resultado valido en nuestro estudio. La ecuación de predicción de las partículas inferiores a 10 micras es la siguiente:

$$[PM_{10}](\mu g/m^3) = -2741.62 \cdot D + 0.470 \cdot [NO_x](\mu g/m^3) + 2648.486$$

Siendo:

- D: El índice fractal
- [PM₁₀] y [NO_x]: Las concentraciones de los diferentes contaminantes

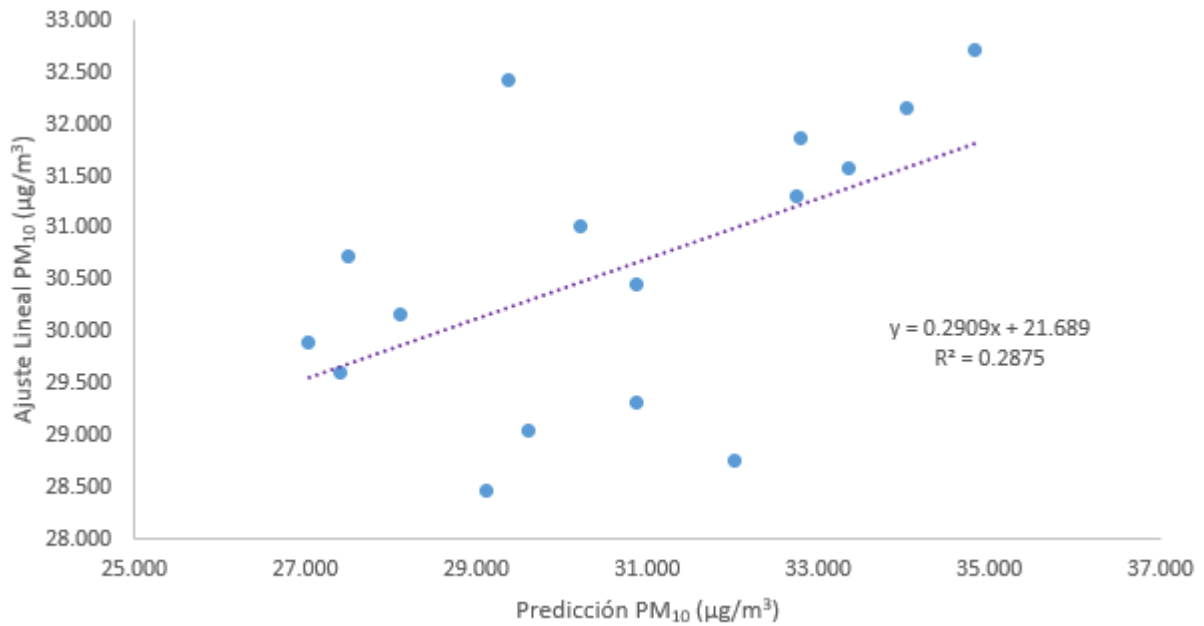


Figura 13. Curva de regresión ajustada para las partículas menores de 10 micras en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018).

Para cerrar el análisis de las PM₁₀ se van a comentar sus efectos sobre la salud humana, Manisalidis et al. (2020) cita en sus estudio diferentes efectos que puede la exposición a partículas en suspensión, como pueden ser enfermedades respiratorias o cardiovasculares, agravamiento de patologías previas (asma, neumonía, etc.), efectos tóxicos en función de la composición, enfermedades autoinmunes, etc.

En otro orden de temas, y en lo referente a las partículas menores de 2.5 micras, podemos ver en la figura 14 que presentan una tendencia con el tiempo totalmente descendente. Esto no solo se debe a su relación negativa con la temperatura, tal y como comenta Irga et al. (2015), sino también, a su igualmente relación inversa con las precipitaciones. Este importante hecho está asociado con la lenta pero progresiva alta velocidad del viento, baja humedad relativa y bajos perfiles térmicos que sufre en el periodo invernal, así como en otoño y primavera, la capital andaluza. Es justamente esto, tal y como especifica Zhai et al. (2019), lo que provoca un fenómeno de anomalías asociadas con la alta humedad relativa, baja velocidad del viento y alta temperatura en verano que esta íntimamente relacionado con el ascenso en los años de más calor de las concentraciones de PM_{2.5}.

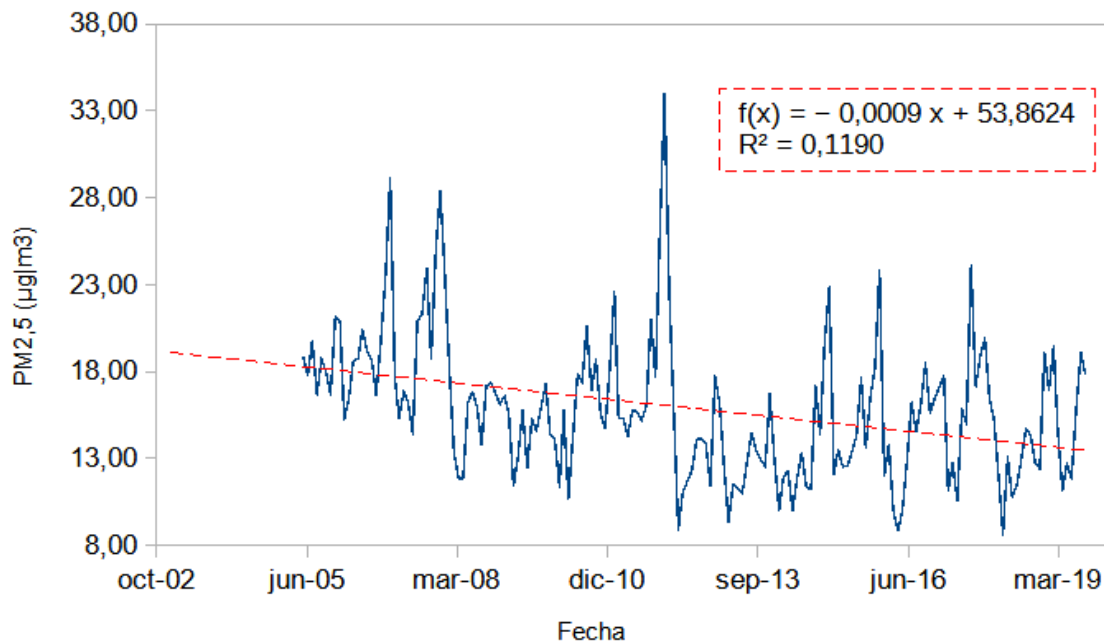


Figura 14. Evolución de la concentración media mensual de las partículas menores de 2.5 micras. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

Como puede observarse en la figura 15, la distribución anual de las concentraciones de PM_{2.5} es similar a la de PM₁₀, y siguiendo lo dicho en el estudio de Aryal et Al (2008), estarían correlacionadas negativamente tanto con la temperatura como con las precipitaciones, lo que nos haría justificar esta distribución anual en los mismos terminos que planteabamos para las PM₁₀.

Aunque la relación existente entre las partículas menores de 2.5 micras y el monóxido de carbono es bastante ínfima, al igual que su relación con el NO_x tal y como se muestran en las figuras 16 y 17, podemos especificar que quizás exista una mínima influencia, principalmente del NO_x, que dé lugar a un aumento de PM_{2.5}, sobre todo en aquellas épocas estacionales donde las temperaturas son más altas, haciendo por ello que la humedad relativa y la velocidad del viento caigan a unos valores que favorezcan su evolución positiva en el tiempo.

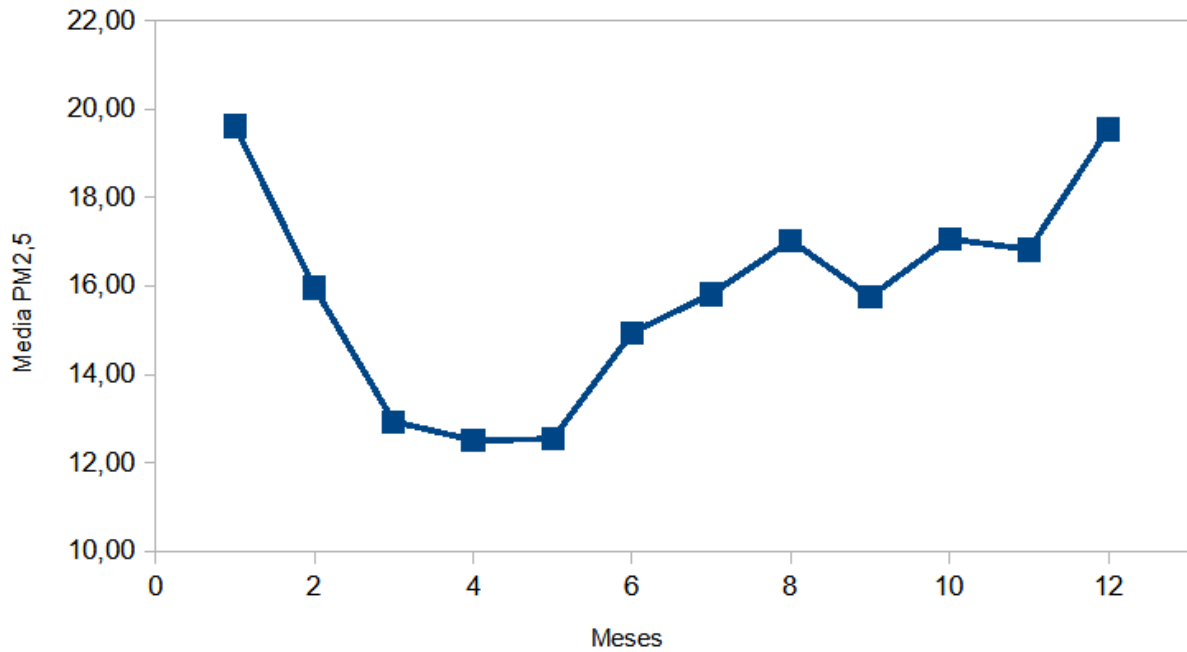


Figura 15. Evolución anual de las concentraciones medias mensuales de partículas menores a 2.5 micras (µg/m³). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

A consecuencia de esto la ecuación predictora de estas partículas inferiores a 2.5 micras, depende principalmente del índice fractal, debido a que su significancia ($p \leq 0.05$) es lo suficientemente buena como para obtener un ajuste adecuado ($r = 0.714$ y $R^2 = 0.509$). La ecuación predictora de las $PM_{2.5}$ es la siguiente:

$$[PM_{2.5}](\mu g/m^3) = 2113.684 \cdot D - 2019.674$$

Siendo:

- D: El índice fractal
- $[PM_{2.5}]$: La concentración de partículas menores de 2.5 micras

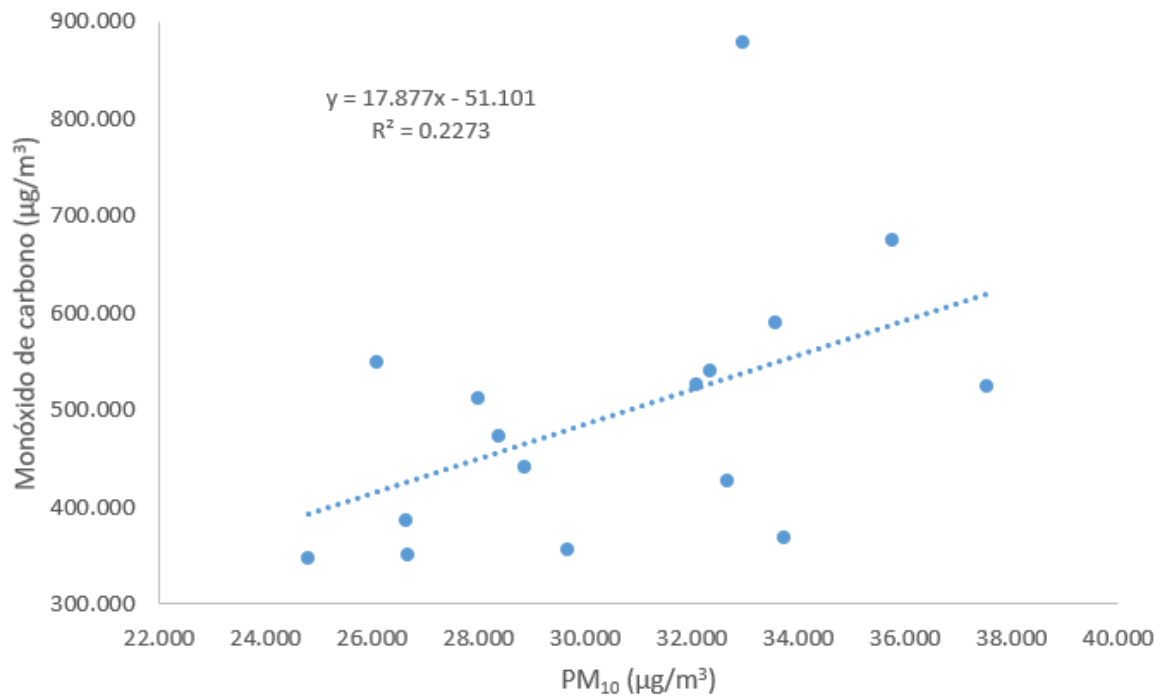


Figura 16. Relación entre las concentraciones de CO y $PM_{2.5}$. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

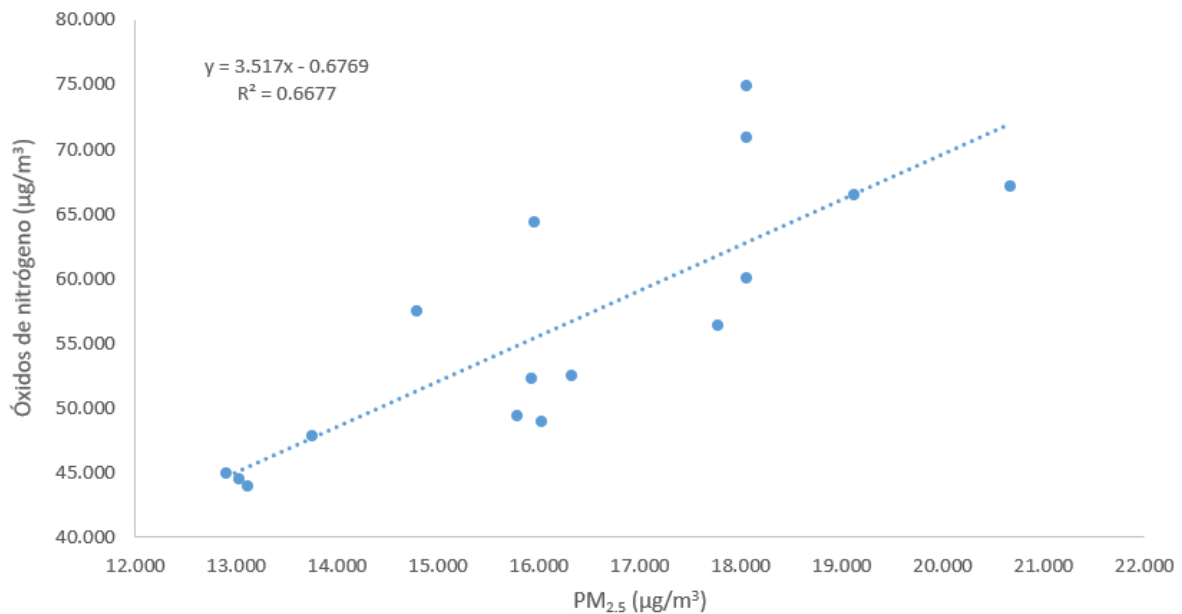


Figura 17. Relación entre las concentraciones de NO_x y $PM_{2.5}$. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

Si nos fijamos en la relación existente entre el ajuste lineal y la predicción de las partículas menores de 2.5 micras (ver figura 18), vemos que el coeficiente de determinación es prácticamente 1, lo que se debe principalmente al carácter mono variable de la ecuación predictora, así como a la similitud de tanto el ajuste lineal como dicha ecuación. Esta similitud nos lleva a desechar la ecuación de predicción como resultado útil en el estudio.

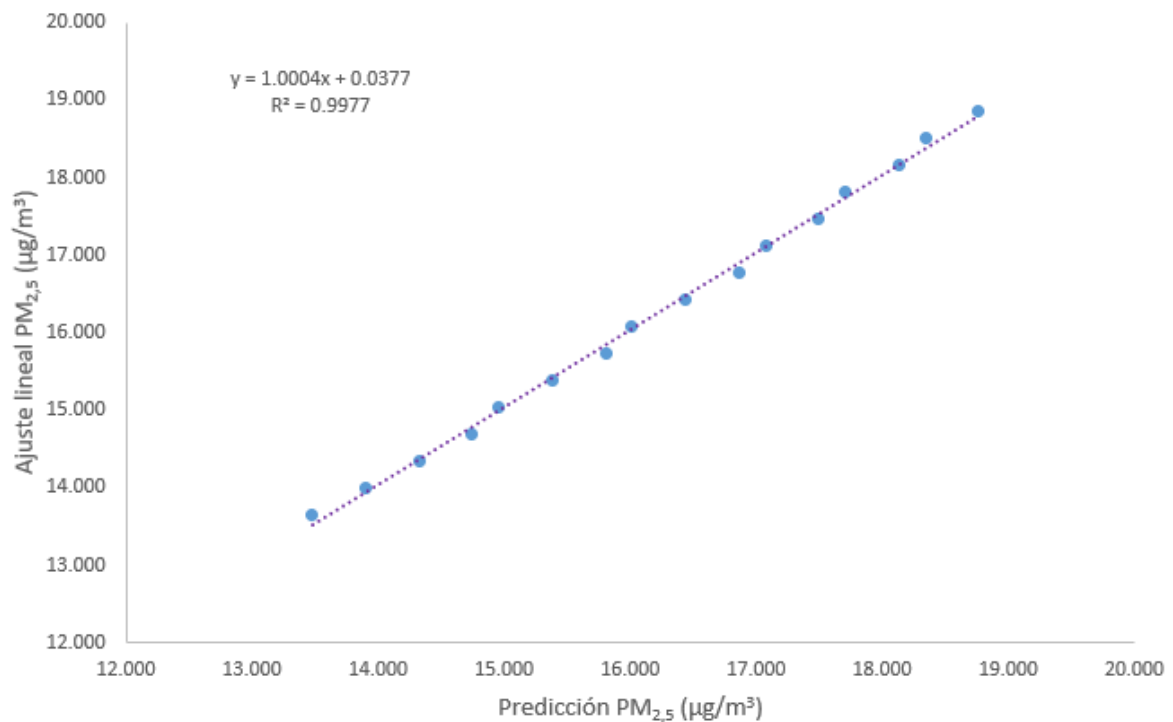


Figura 18. Curva de regresión ajustada para las partículas menores de 2.5 micras en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018).

Volviendo a las afecciones sobre la salud humana, Manisalidis et al. (2020) destaca que las patologías existentes para PM₁₀ y PM_{2.5}, son muy similares, exceptuando que las de las partículas menores de 2.5 micras suelen ser más graves, ya que debido a su menor tamaño pueden penetrar más profundamente en el sistema respiratorio.

Haciendo hincapié en el monóxido de carbono (figura 19) se puede observar como la tendencia de su curva es descendente. Esta tendencia se debe a multitud de factores, algunos de los cuales son la actualización de la normativa en materia de calidad del aire, que es cada vez más estricta en los límites admisibles. La mejora y modernización del parque móvil, que cada vez tiene mayores requisitos con respecto a las emisiones, o a la disminución de población que viene sufriendo la capital andaluza desde la 1993 (Ramírez Juidías, 2018).

Con respecto a la figura 19, se puede observar que esta explica bien la relación existente entre las diferentes normativas. En principio tenemos un pico seguido de una brusca bajada de la concentración en el año 2004 que se corresponde con las actualizaciones normativas que se produjeron a inicios de los 2000, tras esto se mantiene estable y vuelve a bajar en el año 2011, con la entrada en vigor del R.D. 102/2011, vigente en la actualidad, tras lo cual se mantiene estable de nuevo.

En lo referente a la figura 20, podemos observar que la concentración de CO tiene un claro componente estacional, encontrándose sus valores mínimos en verano, y los máximos en invierno. Esto puede deberse a multitud de factores, que según Yadav et Al (2017) pueden ser la disminución de emisiones (en invierno se utilizan más los automóviles, las calefacciones, las chimeneas, etc.) y a una correlación negativa con la temperatura.

La ecuación de aproximación del monóxido de carbono ha sido calculada en base al índice fractal como única variable, obteniéndose un modelo significativo ($p \leq 0.001$) y un buen ajuste ($r = 0.83$ y $R^2 = 0.69$).

$$[CO](\mu g/m^3) = 149393.642 \cdot D - 143398.77$$

Siendo:

- D: El índice fractal
- [CO]: La concentración de monóxido de carbono

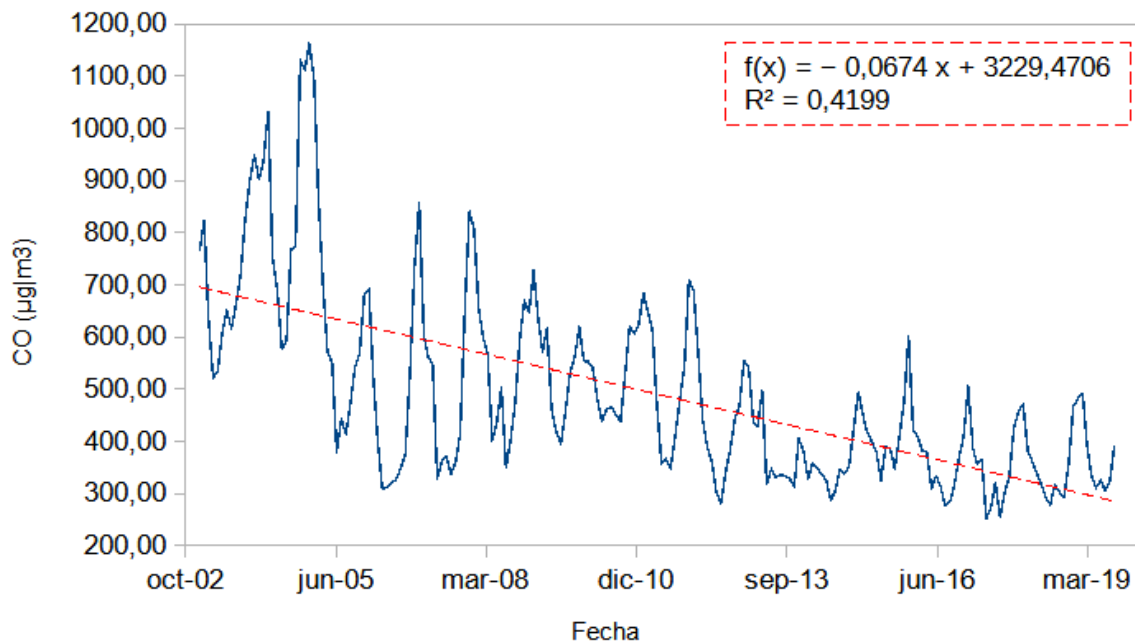


Figura 19. Evolución de la concentración media mensual del monóxido de carbono. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

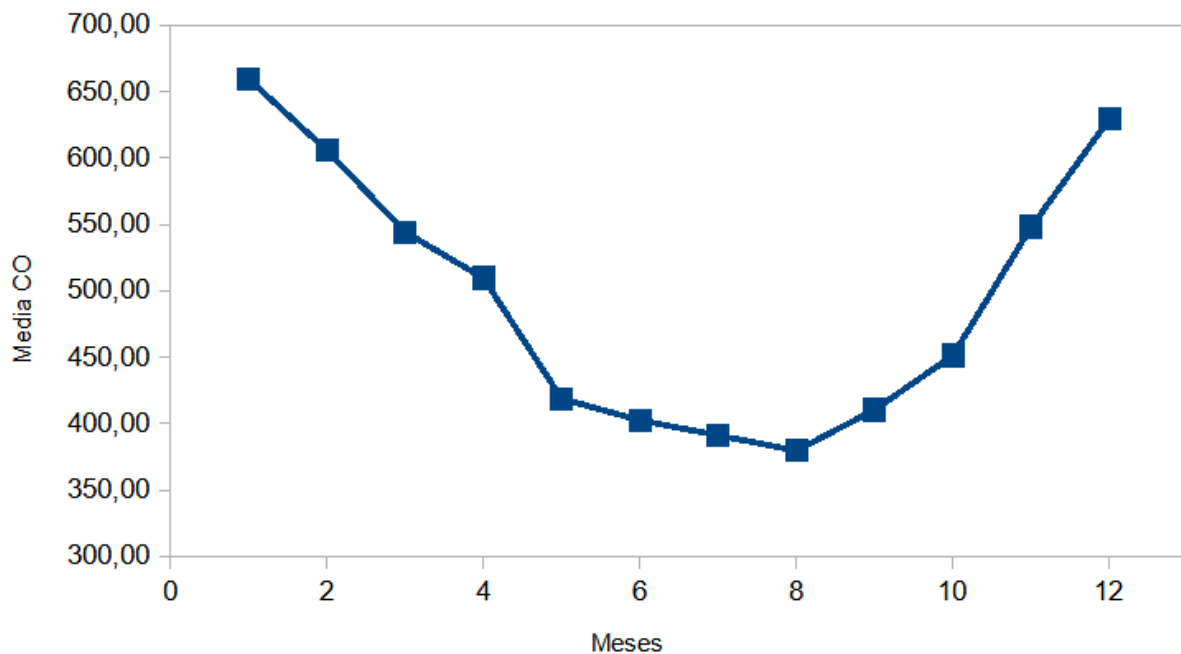


Figura 20. Evolución anual de las concentraciones medias mensuales de monóxido de carbono (µg/m³). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

En lo referente a la figura 21 hay que comentar que es un gráfico estadístico que muestra la relación entre la ecuación de predicción y el ajuste lineal. En el caso del monóxido de carbono se ha obtenido un coeficiente de determinación de 0.99, lo que se debe tanto al carácter mono variable de la ecuación predictora. La similitud de los datos procedentes de la predicción así con los de ajuste nos

lleva a desechar la ecuación de predicción como resultado útil del estudio.

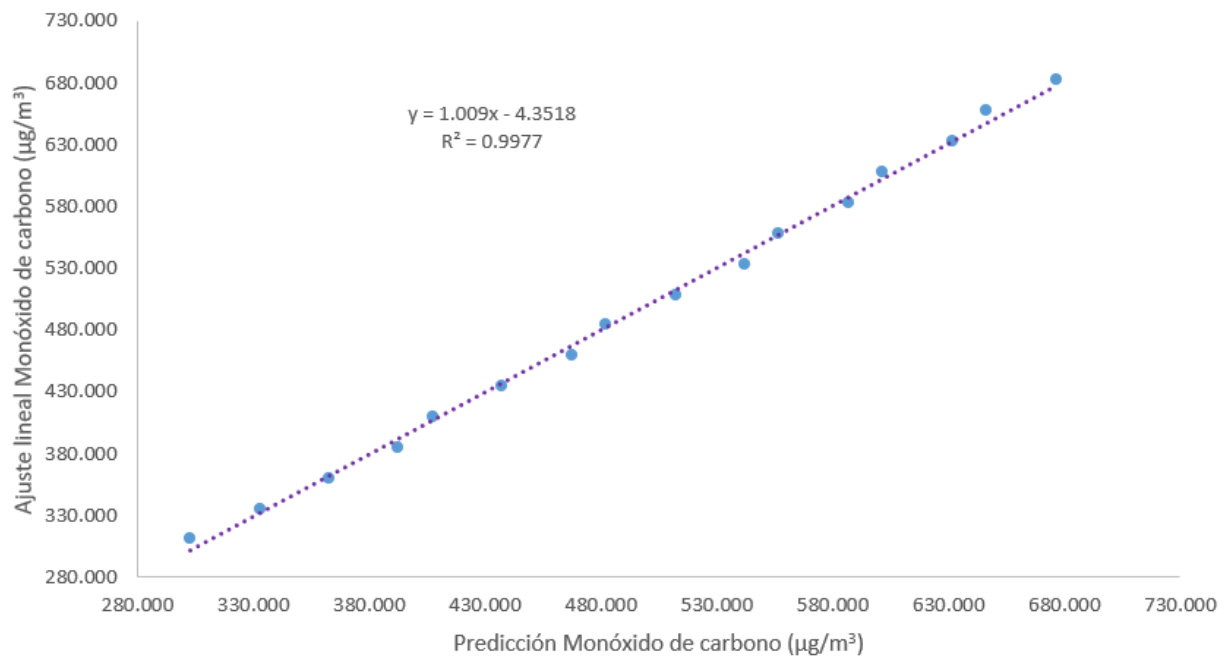


Figura 21. Curva de regresión ajustada para el monóxido de carbono en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018).

Con respecto a los efectos sobre la salud humana, el CO compite con el oxígeno y altera la curva de disociación de la hemoglobina, provocando la hipoxia celular generalizada, esto es lo que se conoce como intoxicación por CO pudiendo ser mortal. Otras afecciones menos graves pueden ser dolor de cabeza, mareos, debilidad, náuseas, vómitos y finalmente pérdida de conciencia (Manisalidis et al., 2020).

El ozono es el único contaminante estudiado que rompe la tendencia descendente, lo cual se debe a que es un contaminante secundario. Esto significa que no se emite de manera directa a la atmósfera, todo lo contrario, surge de las reacciones químicas de diferentes compuestos precursores ante una intensa radiación solar. Algunos de los principales precursores son los óxidos de nitrógeno, el monóxido de carbono, el metano y algunos compuestos orgánicos volátiles (Informe de Medio Ambiente en Andalucía, 2018). Los picos y valles de la figura 22 pueden explicarse atendiendo a la variación media anual (figura 23). La tendencia ascendente puede atribuirse a los efectos del cambio climático, ya que tanto el calentamiento global como la desertización provocan un aumento de radiación solar, lo que favorece las reacciones de formación del ozono.

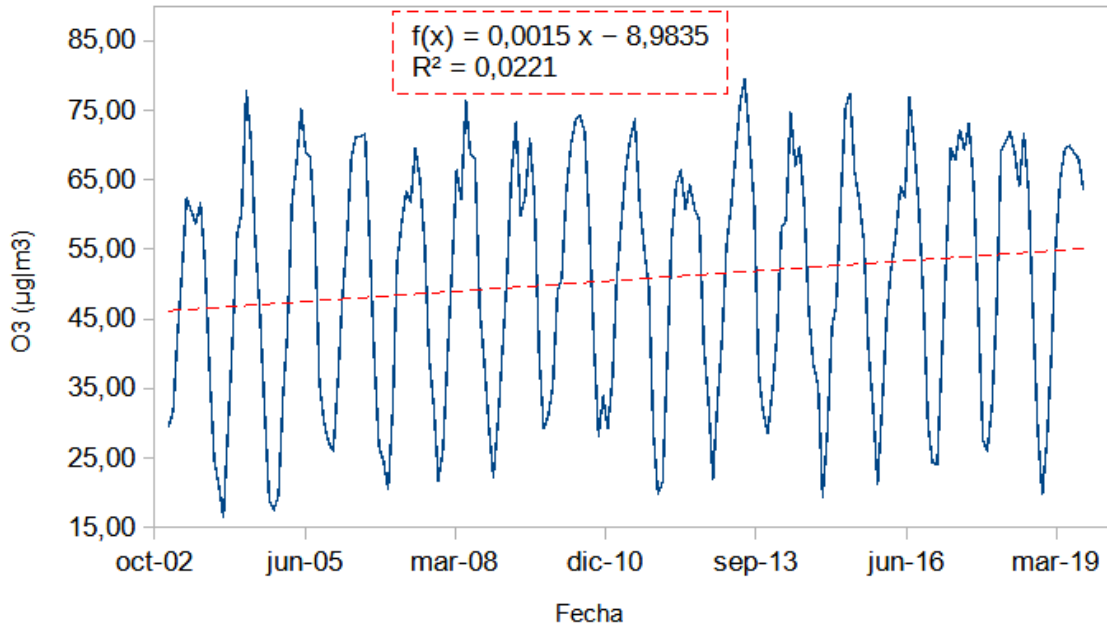


Figura 22. Evolución de la concentración media mensual del ozono. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

En la figura 23 podemos observar como presenta una clara estacionalidad, presentando sus máximos en los periodos más calurosos y ecos, y los mínimos en los más fríos y húmedos.

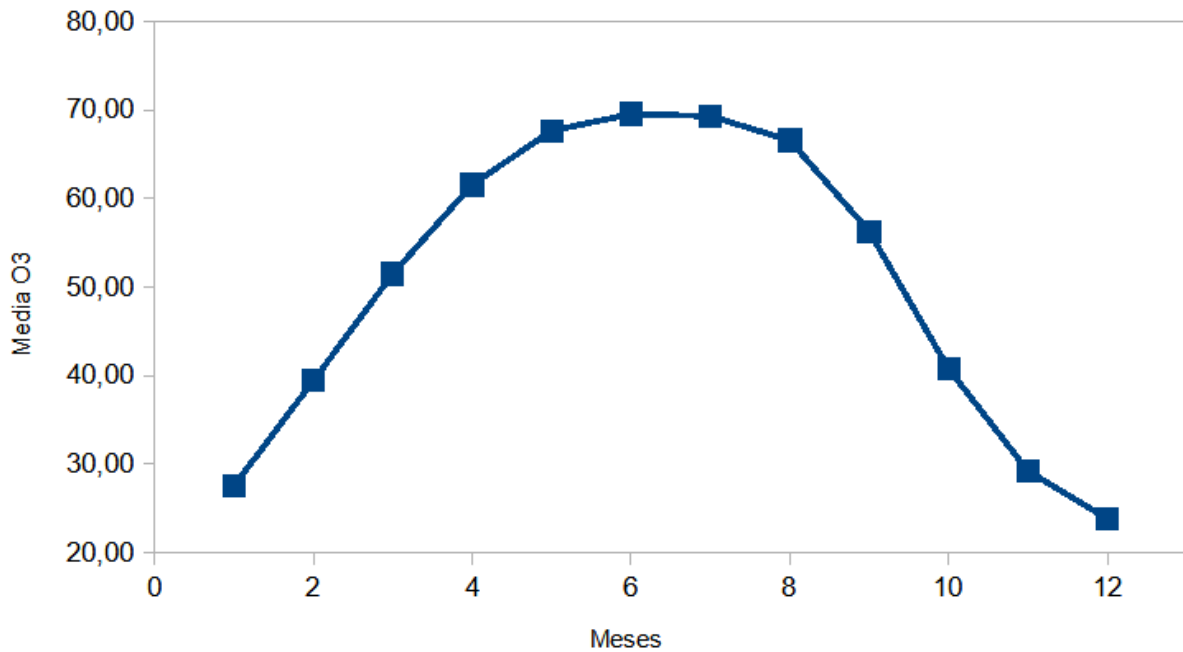


Figura 23. Evolución anual de las concentraciones medias mensuales de ozono (µg/m³). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

En la ecuación de predicción del ozono, se ha decidido añadir el NO₂ y el NO como covariables junto con el índice fractal. Esta decisión se ha tomado de acuerdo con autores como Mazzeo et Al. (2005) o Han (2011) que remarcan la influencia de estos precursores sobre la concentración del ozono. Además, al incluirlos en el modelo la significancia ($p \leq 0.001$) y el ajuste ($r = 0.876$ y $R^2 = 0.767$) mejoraron considerablemente.

Al estudiar la relación presentada en la figura 24, se pueden apreciar diferencias significativas entre

la ecuación predictora y el ajuste lineal, hecho que, junto con el mayor ajuste de la ecuación de predicción, pone de manifiesto que el modelo empleado para la predicción del ozono es representativo y, por tanto, un resultado válido de nuestro estudio. La ecuación de predicción del ozono es la siguiente:

$$[O_3](\mu g/m^3) = -3007.792 \cdot D + 0.720 \cdot [NO_2](\mu g/m^3) - 0.693 \cdot [NO](\mu g/m^3) + 2938.115$$

Siendo:

- D: El índice fractal
- $[O_3]$, $[NO_2]$ y $[NO]$: Las concentraciones de los diferentes contaminantes

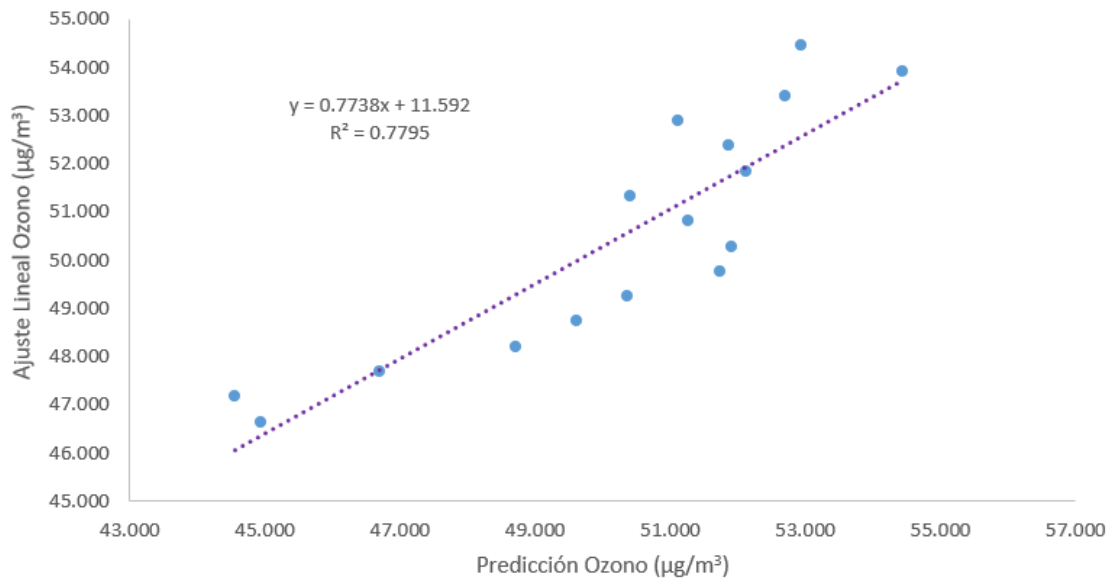


Figura 24. Curva de regresión ajustada para el ozono en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018).

Para finalizar con el estudio del ozono hay que destacar puede causar diferentes problemas respiratorios en los seres humanos, que van desde molestias y dificultades respiratorias, irritación de las mucosas, disminución de la función pulmonar, agravamiento de otras patologías respiratorias, etc. Manisalidis et al. (2020).

En otro orden de temas, la tendencia del dióxido de azufre es claramente descendente (figura 25), los motivos de esta tendencia probablemente vayan ligados a las cada vez mayores restricciones sobre las emisiones industriales, que son la principal fuente de este contaminante. Aludiendo al estudio de Yang et al. (2017) existe una correlación negativa entre la concentración de SO_2 y las precipitaciones, mientras que, por otro lado, existe una correlación positiva con las temperaturas, factores que podrían inducir en los años de mayor calor y menor precipitación a un aumento de la concentración, o lo apuesto para años más fríos y húmedos. Estos datos chocan un poco con los parámetros obtenidos para evolución anual de las medias mensuales (figura 26), que presenta un pico en los meses de junio y julio, periodo que en la ciudad de Sevilla presenta altas temperaturas y escasez de precipitación, este pico puede deberse a un aumento de las emisiones en estos meses.

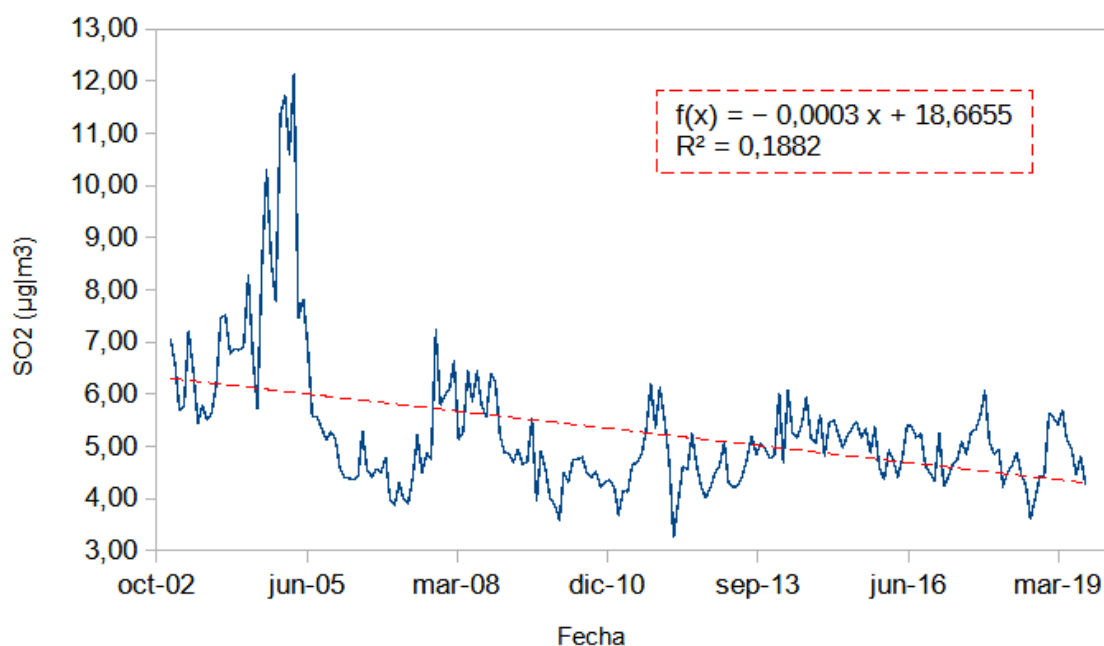


Figura 25. Evolución de la concentración media mensual del dióxido de azufre. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

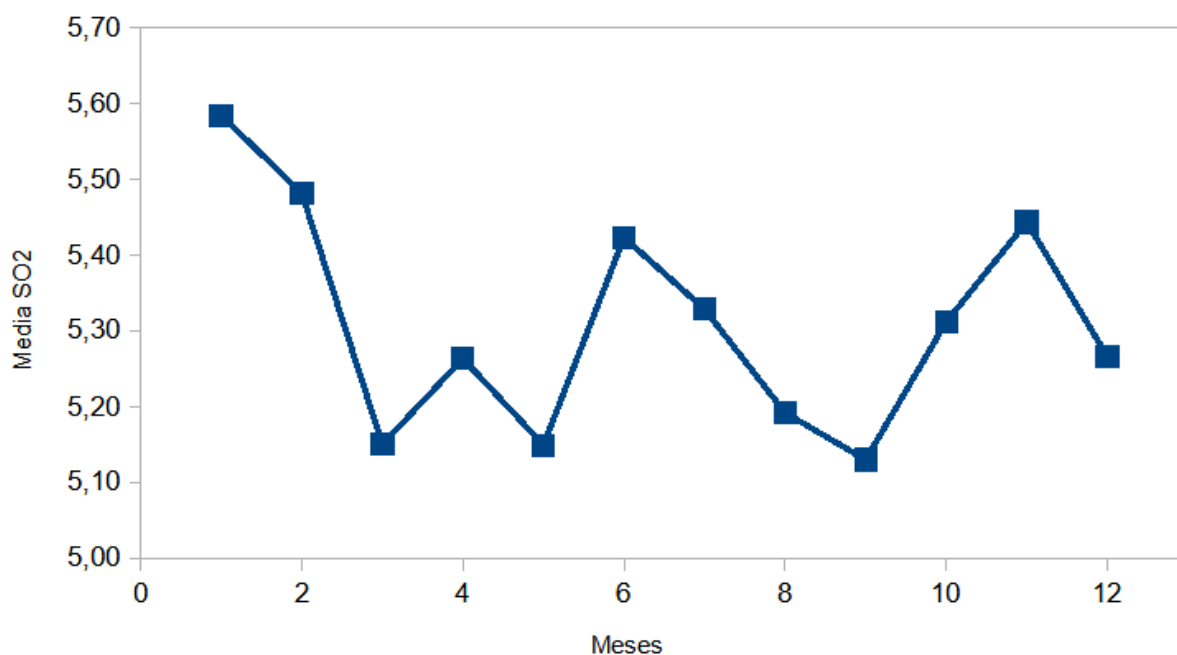


Figura 26. Evolución anual de las cocentraciones medias mensuales de dióxido de azufre (µg/m³). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

En lo referente a la ecuación de predicción del dióxido de azufre, esta ha sido calculada con el índice fractal como única variable, obteniéndose un modelo significativo ($p \leq 0.05$) y con un ajuste pobre ($r = 0.582$ y $R^2 = 0.339$). Haciendo hincapié en el coeficiente de correlación obtenido, se puede decir que nuestras variables no están correlacionadas, hecho que nos hace desechar el modelo.

Con respecto a la figura 27 se puede comentar que en el caso del dióxido de azufre se ha obtenido un coeficiente de determinación de 0.99, lo que se debe al carácter mono variable de la ecuación predictora, así como a la similitud de sus respectivos coeficientes de determinación.

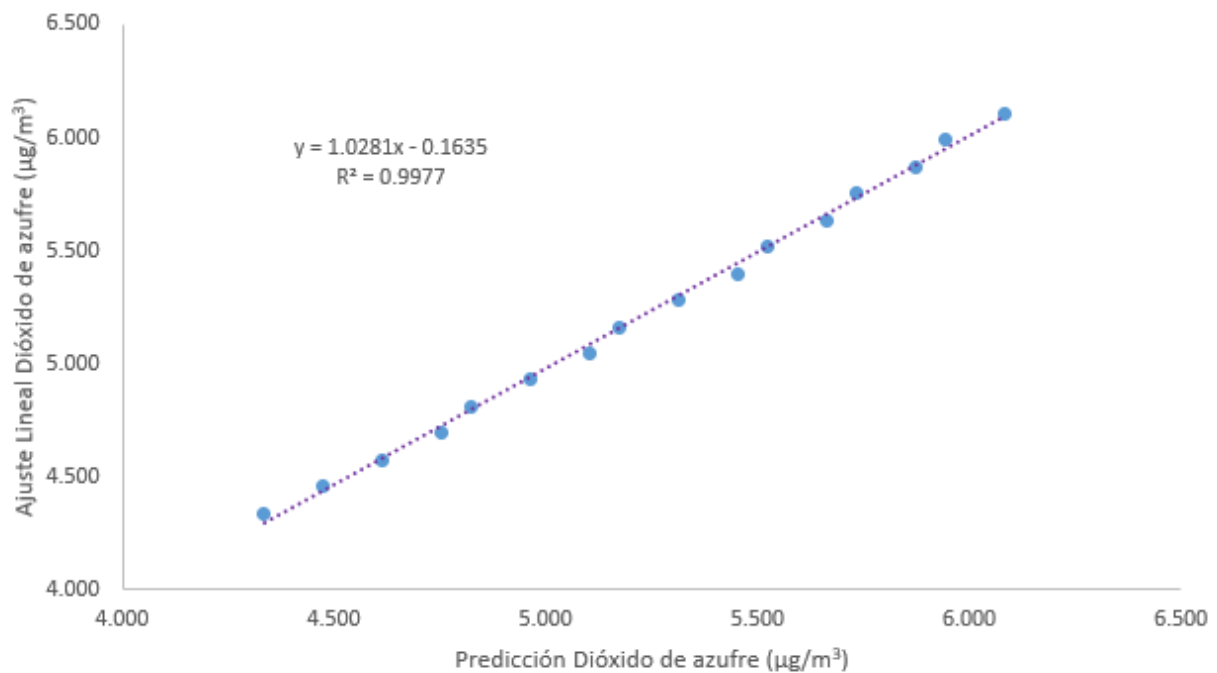


Figura 27. Curva de regresión ajustada para el dióxido de azufre en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidias (2018).

Finalizando el análisis del dióxido de azufre con sus efectos sobre la salud, Manisalidis et al. (2020) describe las siguientes patologías, agravamiento de enfermedades respiratorias y cardiovasculares, bronquitis, irritación de las mucosas, mucosidad, broncoespasmos, etc.

En otra ocasión más, se da una tendencia descendente de las concentraciones, en este caso, para el benceno (figura 28). En zonas urbanas, el 90 % de las emisiones de benceno se deben al transporte motorizado (Skorokhod et al., 2017), esto, junto con el descenso poblacional (disminución de vehículos y desplazamientos) que viene sufriendo Sevilla en los últimos años, justifica la tendencia descendente de la curva.

En el mismo estudio, Skorokhod et al. (2017), se comentan correlaciones del benceno con otros contaminantes como pueden ser CO ($p \leq 0.05$ y $r = 0.57$), NO_x ($p \leq 0.05$ y $r = 0.23$) y SO₂ ($p \leq 0.05$ y $r = 0.35$). En el caso de Sevilla estas relaciones tienen peor ajuste y no son significativas.

Leong et al. (2002) establece una correlación negativa entre el benceno y las siguientes variables climáticas: velocidad del viento, temperatura y precipitación, creando una clara estacionalidad en la concentración de benceno, siendo menor en verano (periodo de mayor mezcla atmosférica y menores precipitaciones) y mayor en invierno (mayor estabilidad atmosférica y mayores precipitaciones). Esto nos llevará a establecer una relación, para la ciudad de Sevilla, en la que los picos de concentración se den en los años más fríos y secos, mientras que los valles se den en los años más húmedos y calurosos. Este hecho también se aprecia bien en el gráfico de la figura 29, que muestra la evolución anual de las medias mensuales, y nos muestra como se produce un valle en el periodo de verano, y como sube en las épocas más frías y húmedas.

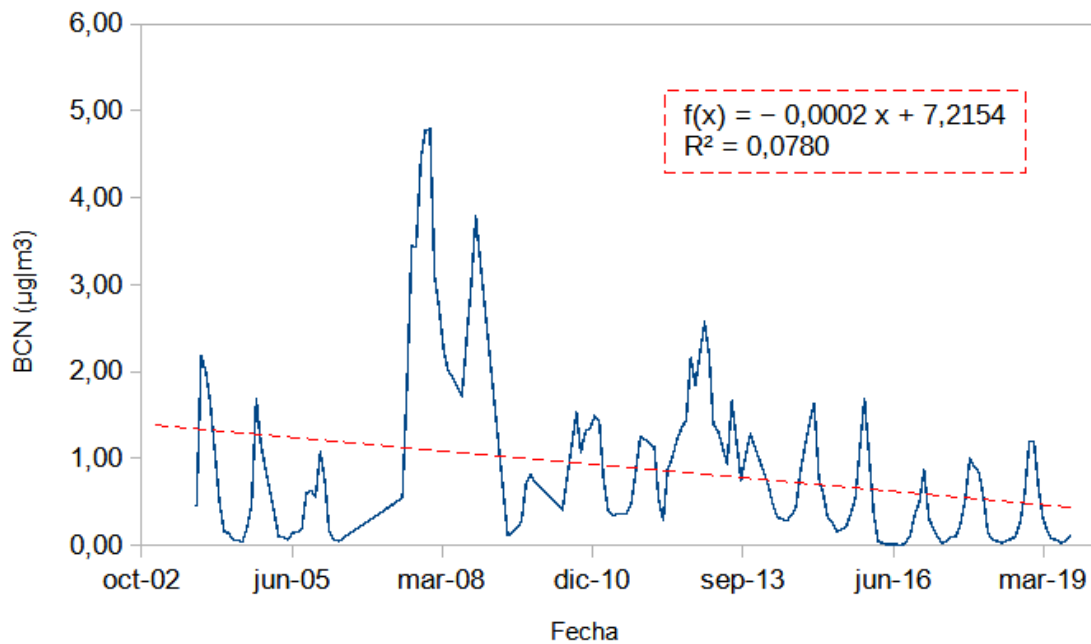


Figura 28. Evolución de la concentración media mensual del benceno. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

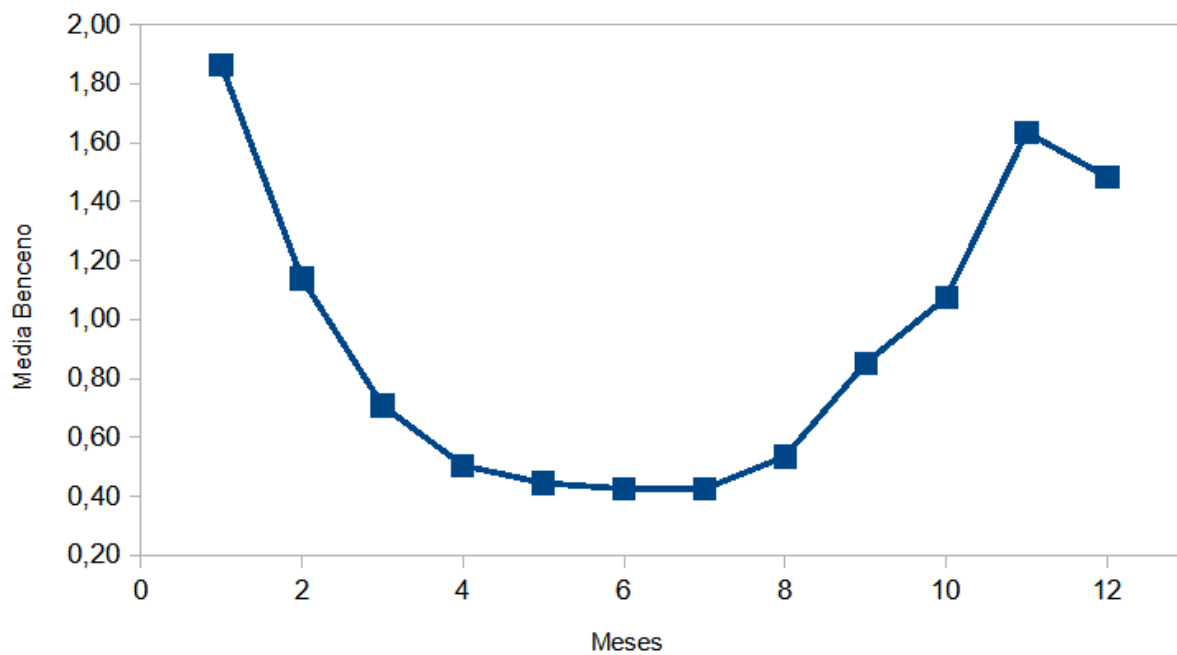


Figura 29. Evolución anual de las cocentraciones medias mensuales de benceno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

Con respecto a la ecuación predictora del benceno, esta se ha calculado con el índice fractal como única variable, obteniéndose un modelo significativo no significativo y con un ajuste muy pobre ($r = 0.34$ y $R^2 = 0.12$). Centrándonos en el coeficiente de correlación obtenido, se puede decir que nuestras variables no están correlacionadas, hecho que, junto a la no significancia, nos hacen desechar el modelo.

En relación con la figura 30 se puede comentar que el coeficiente de determinación es de 0.99, lo que se debe al carácter mono variable de la ecuación predictora, así como a la similitud de sus respectivos coeficientes de determinación.

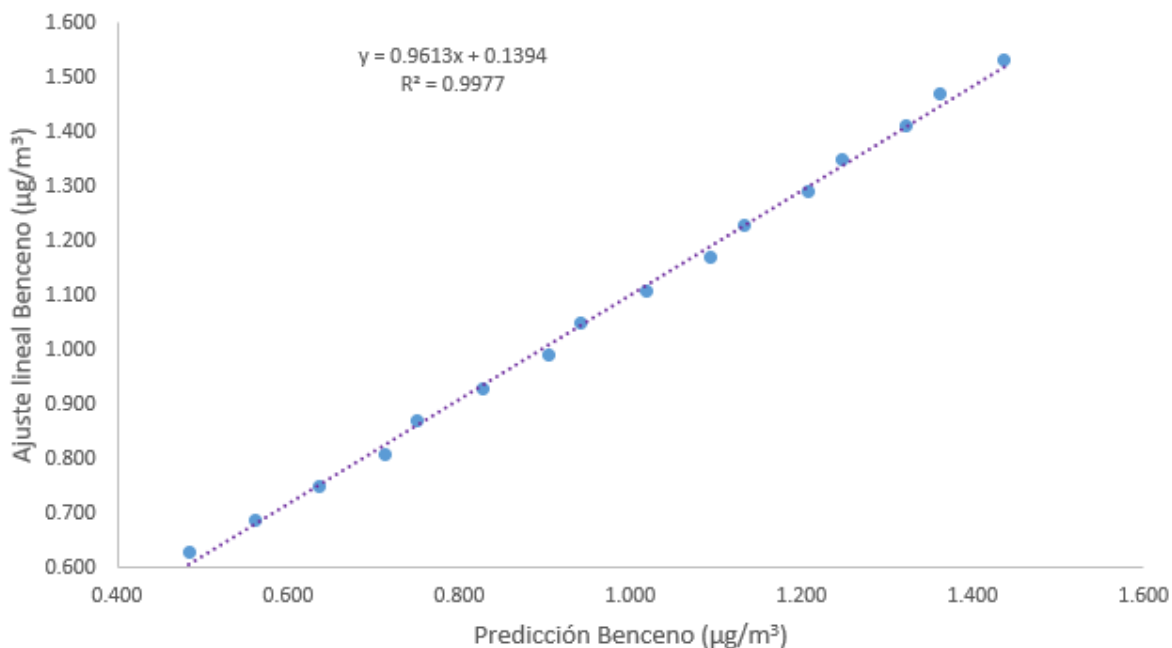


Figura 30. Curva de regresión ajustada para el benceno en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018).

Haciendo hincapié en los efectos del benceno sobre la salud humana, Manisalidis et al. (2020) destaca el carácter tóxico y cancerígeno de este compuesto, produciendo en exposiciones cortas irritación y molestias en las mucosas, y en largas siendo un demostrado agente cancerígeno,

Con respecto al dióxido de nitrógeno, se vuelve a apreciar una tendencia descendente de las concentraciones (figura 31). Pasando al estudio de forma de la serie, si observamos la figura 32, podemos observar un marcado carácter estacional, que como se ha comentado ya con otros contaminantes, parece ser inversamente proporcional a las temperaturas y a las precipitaciones, presentando un valle en verano, y picos en invierno. Volviendo a la figura 31, las oscilaciones que presenta se deben al carácter estacional, y su tendencia a la baja puede deberse la mejora del parque móvil, y a la disminución de la población de la capital, ya que la combustión de los motores de combustión interna es su principal fuente emisora.

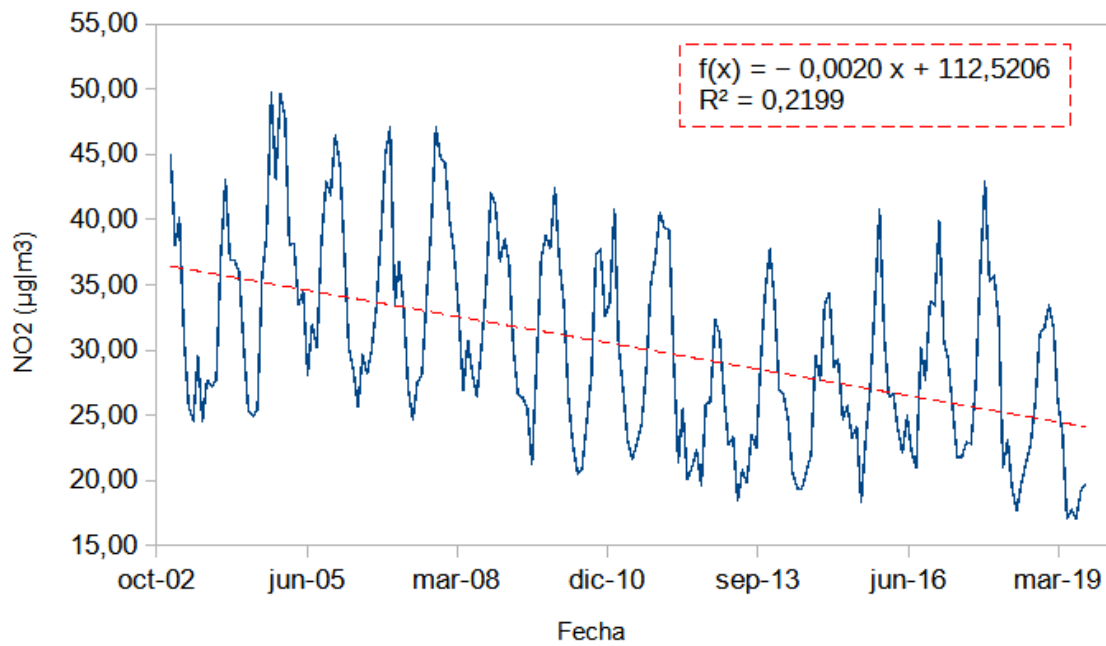


Figura 31. Evolución de la concentración media mensual del dióxido de nitrógeno. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

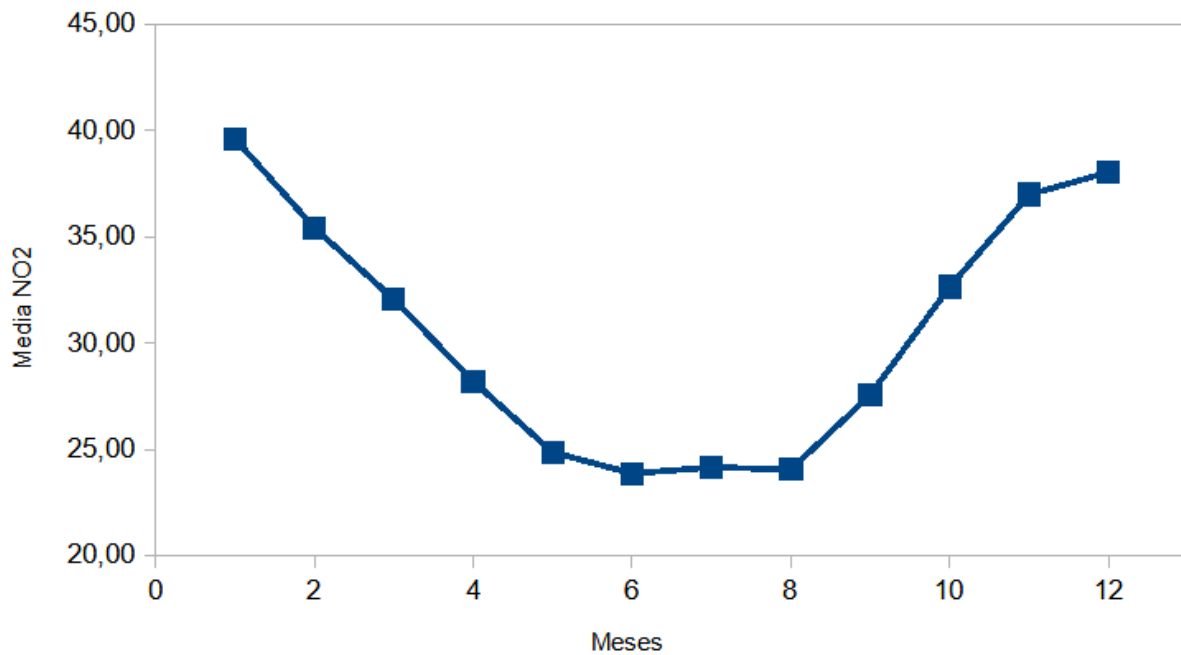


Figura 32. Evolución anual de las cocentraciones medias mensuales de dióxido de nitrógeno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

En otro orden de temas, en la ecuación predictora del dióxido de nitrógeno se ha decidido añadir el NO y el NO_x como covariables junto con el índice fractal, esta decisión se ha basado en la relación existente entre los diferentes óxidos de nitrógeno, derivada de su fuente de emisión común, las combustiones incompletas a alta temperatura. Además, al incluirlos en el modelo la significancia ($p \leq 0.001$) y el ajuste ($r = 0.907$ y $R^2 = 0.823$) mejoraron considerablemente.

En lo referente a la figura 33, se pueden apreciar diferencias significativas entre la ecuación predictora y el ajuste lineal, hecho que, junto con el mayor ajuste de la ecuación de predicción, pone de manifiesto que el modelo empleado para la predicción del dióxido de nitrógeno es representativo

y, por tanto, un resultado valido de nuestro estudio. La ecuación de predicción del NO₂ es la siguiente:

$$[NO_2](\mu g/m^3) = 679.171 \cdot D + 0.440 \cdot [NO](\mu g/m^3) + 0.139 \cdot [NO_x](\mu g/m^3) - 639.448$$

Siendo:

- D: El índice fractal
- [NO₂], [NO] y [NO_x]: Las concentraciones de los diferentes contaminantes

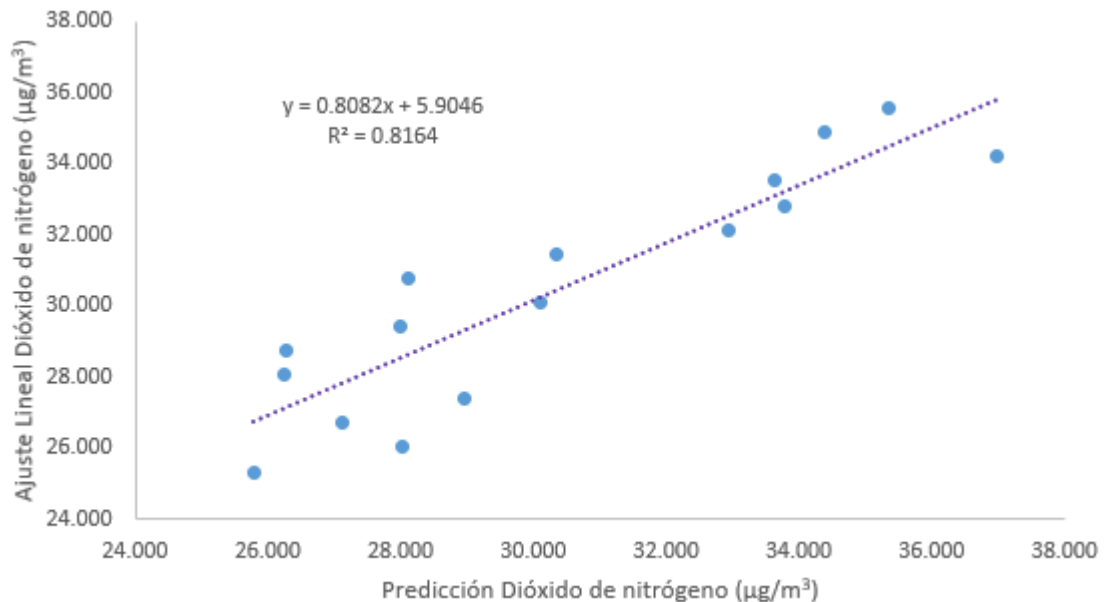


Figura 33. Curva de regresión ajustada para el dióxido de nitrógeno en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018).

Haciendo hincapié en el óxido de nitrógeno, se aprecia de nuevo una tendencia descendente de las concentraciones (figura 34). Con respecto al estudio de forma de la serie, si observamos la figura 35, podemos observar un marcado carácter estacional, que como se ha comentado ya con otros contaminantes, parece ser inversamente proporcional a las temperaturas y a las precipitaciones, presentando un valle en verano, y picos en invierno. Retornando a la figura 34, las oscilaciones que presenta se deben al carácter estacional, y su tendencia a la baja puede deberse la mejora del parque móvil, y a la disminución de la población de la capital, ya que la combustión de los motores de combustión interna es su principal fuente emisora. Su comportamiento es muy similar al observado en el dióxido de nitrógeno.

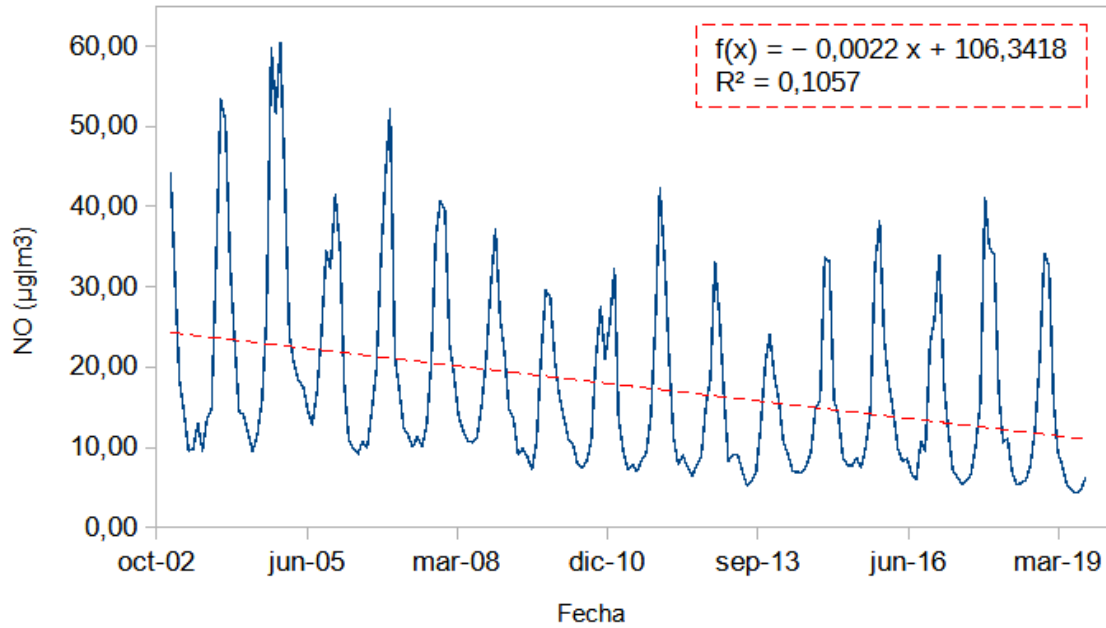


Figura 34. Evolución de la concentración media mensual del óxido de nitrógeno. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

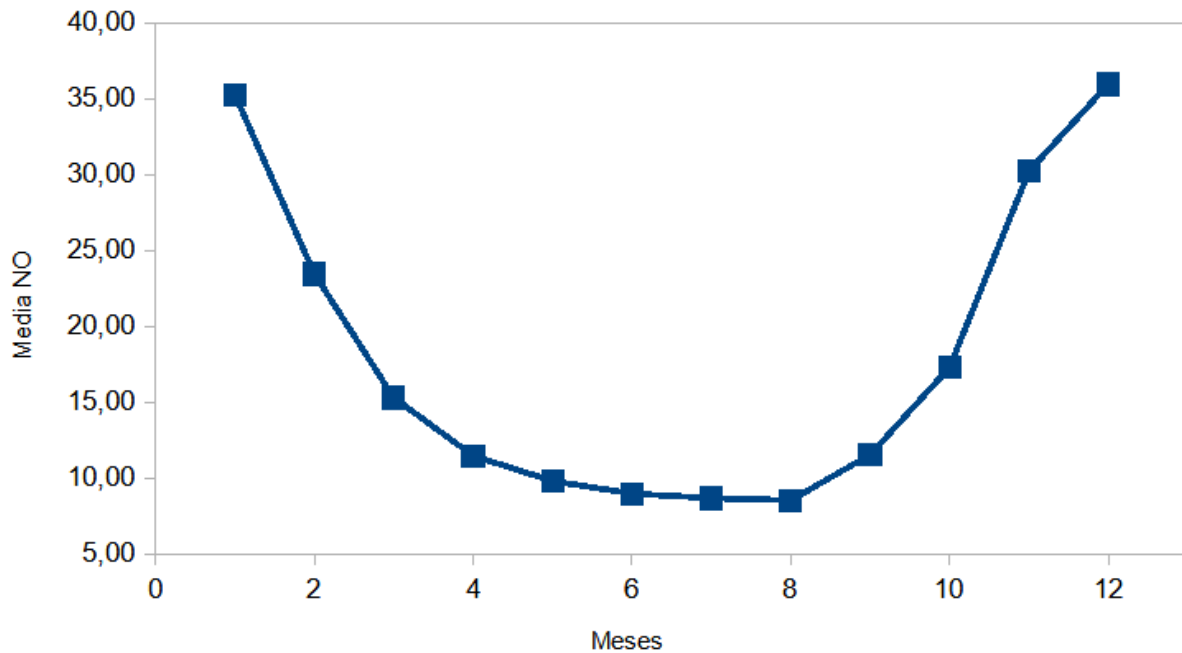


Figura 35. Evolución anual de las cocentraciones medias mensuales de óxido de nitrógeno (µg/m³). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

Para la ecuación predictora del óxido de nitrógeno, se ha decidido añadir el NO₂ y el NO_x como covariables junto con el índice fractal, esta decisión se ha basado en los mismos criterios que para el NO₂. Además, al incluirlos en el modelo la significancia ($p \leq 0.001$) y el ajuste ($r = 0.922$ y $R^2 = 0.850$) mejoraron considerablemente.

Con respecto a la figura 36, se pueden apreciar diferencias significativas entre la ecuación predictora y el ajuste lineal, hecho que, junto con el mayor ajuste de la ecuación de predicción, pone de manifiesto que el modelo empleado para la predicción del óxido de nitrógeno es representativo y, por tanto, un resultado valido de nuestro estudio. La ecuación de predicción del NO es la siguiente:

$$[NO](\mu g/m^3) = 838.047 \cdot D + 0.42 \cdot [NO_2](\mu g/m^3) + 0.176 \cdot [NO_x](\mu g/m^3) - 812.082$$

Siendo:

- D: El índice fractal
- $[NO_2]$, $[NO]$ y $[NO_x]$: Las concentraciones de los diferentes contaminantes

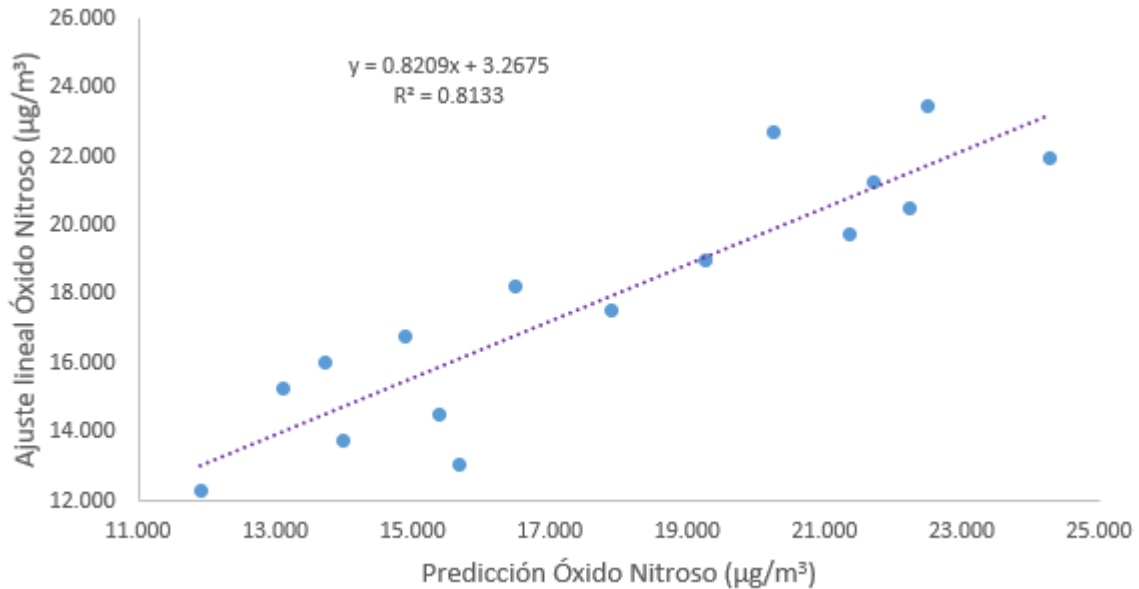


Figura 36. Curva de regresión ajustada para el óxido de nitrógeno en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidias (2018).

Centrándonos en los óxidos de nitrógeno, se vuelve a apreciar una tendencia descendente de las concentraciones (figura 37). De igual manera que ocurría con el NO_2 o el NO , volvemos a encontrar un fuerte carácter estacional (figura 38), con un valle en verano y pico en periodos más fríos y húmedos. Todo ello explica de nuevo la forma oscilatoria de la figura 37, y su tendencia descendente se debe de nuevo a la mejora del parque móvil, y a la disminución de la población de la capital, ya que la combustión de los motores de combustión interna es su principal fuente emisora.

Por otro lado, en la ecuación predictora de los óxidos de nitrógeno se ha decidido añadir el NO_2 y el NO como covariables junto con el índice fractal, esta decisión se ha basado en los mismos criterios que para el NO_2 . Además, al incluirlos en el modelo la significancia ($p \leq 0.001$) y el ajuste ($r = 0.92$ y $R^2 = 0.854$) mejoraron considerablemente.

En lo referente a la figura 39, se pueden apreciar diferencias significativas entre la ecuación predictora y el ajuste lineal, hecho que, junto con el mayor ajuste de la ecuación de predicción, pone de manifiesto que el modelo empleado para la predicción de los óxidos de nitrógeno es representativo y, por tanto, un resultado válido de nuestro estudio. La ecuación de predicción del NO_x es la siguiente:

$$[NO_x](\mu g/m^3) = 3662.03 \cdot D + 0.711 \cdot [NO_2](\mu g/m^3) + 0.945 \cdot [NO](\mu g/m^3) - 3509.313$$

Siendo:

- D: El índice fractal
- $[NO_2]$, $[NO]$ y $[NO_x]$: Las concentraciones de los diferentes contaminantes

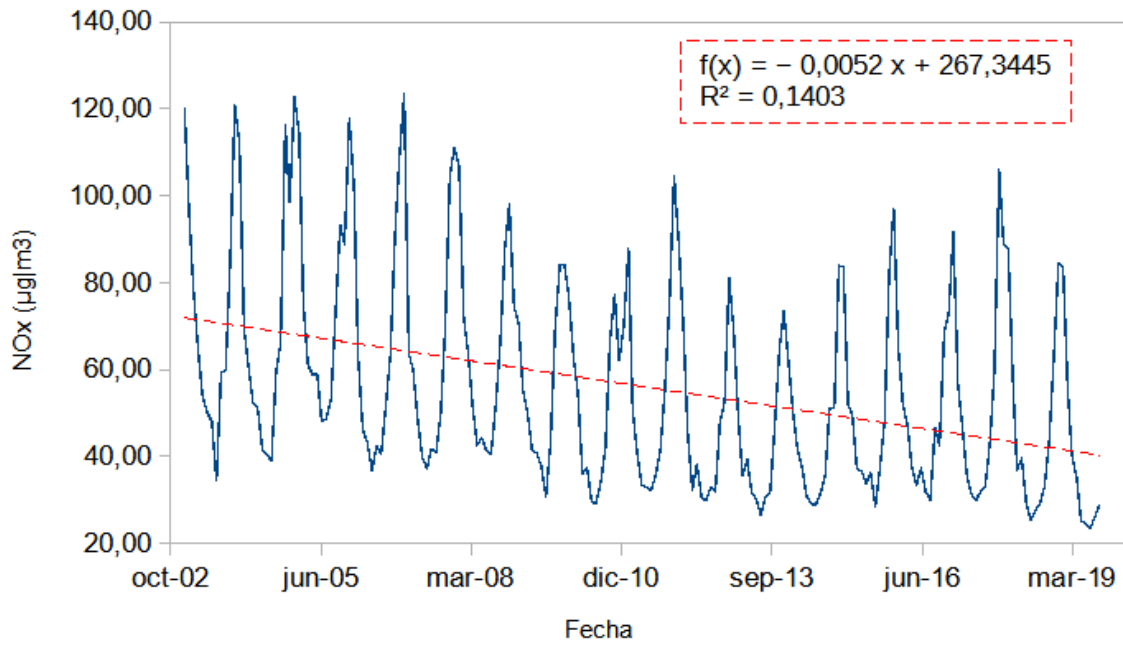


Figura 37. Evolución de la concentración media mensual de los óxidos de nitrógeno. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

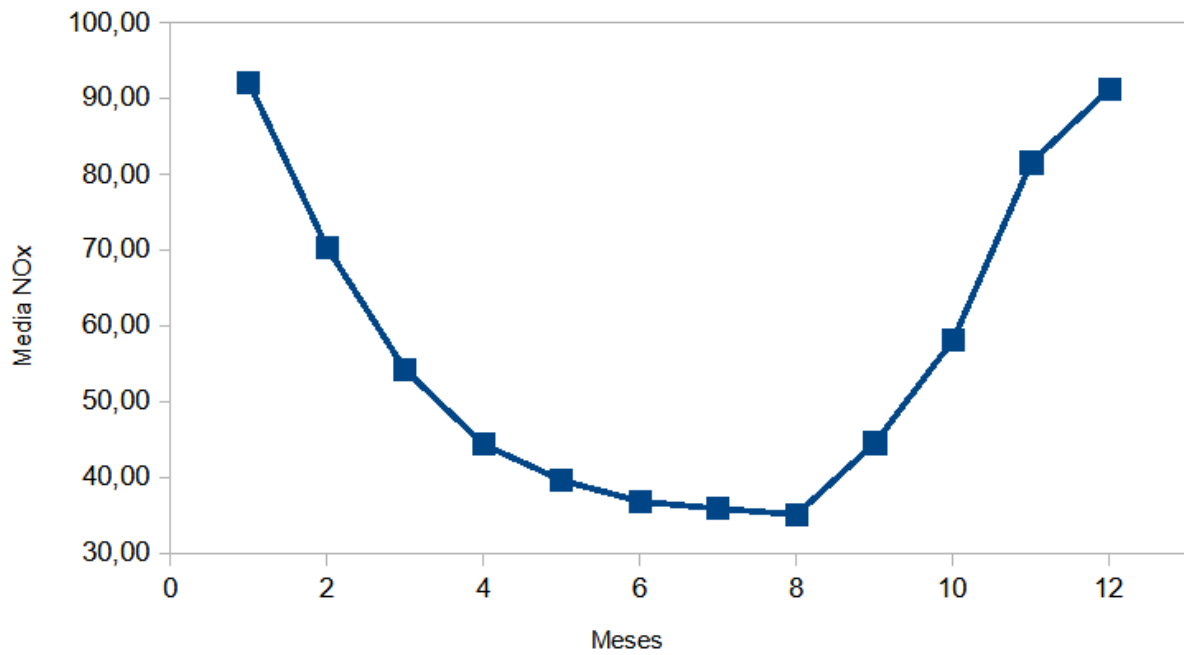


Figura 38. Evolución anual de las cocentraciones medias mensuales de los óxidos de nitrógeno (µg/m³). Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

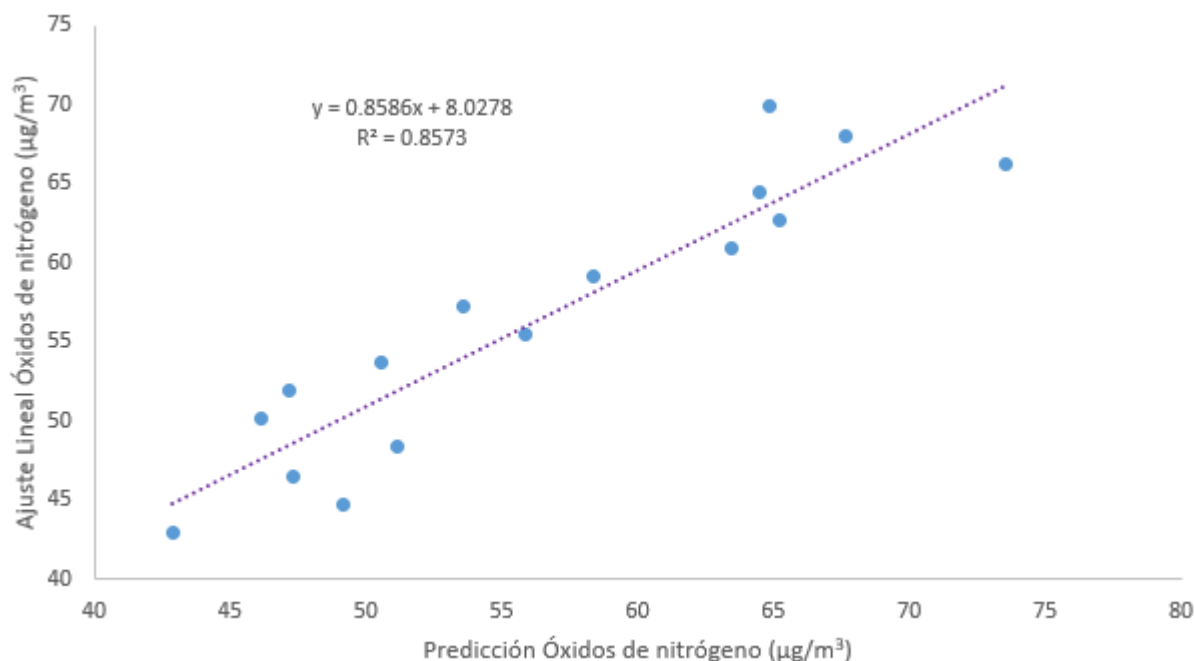


Figura 39. Curva de regresión ajustada para los óxidos de nitrógeno en función del índice fractal. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía y de Ramírez Juidías (2018).

En relación a los tres contaminantes anteriores, se pueden especificar, tal y como se observa en la figura 40, que siguen una evolución paralela. Esto se debe, no solo a la interrelación existente entre ellos, sino también a su origen común (los vehículos de combustión), lo cual determina que su evolución en el tiempo tenga tendencias similares.

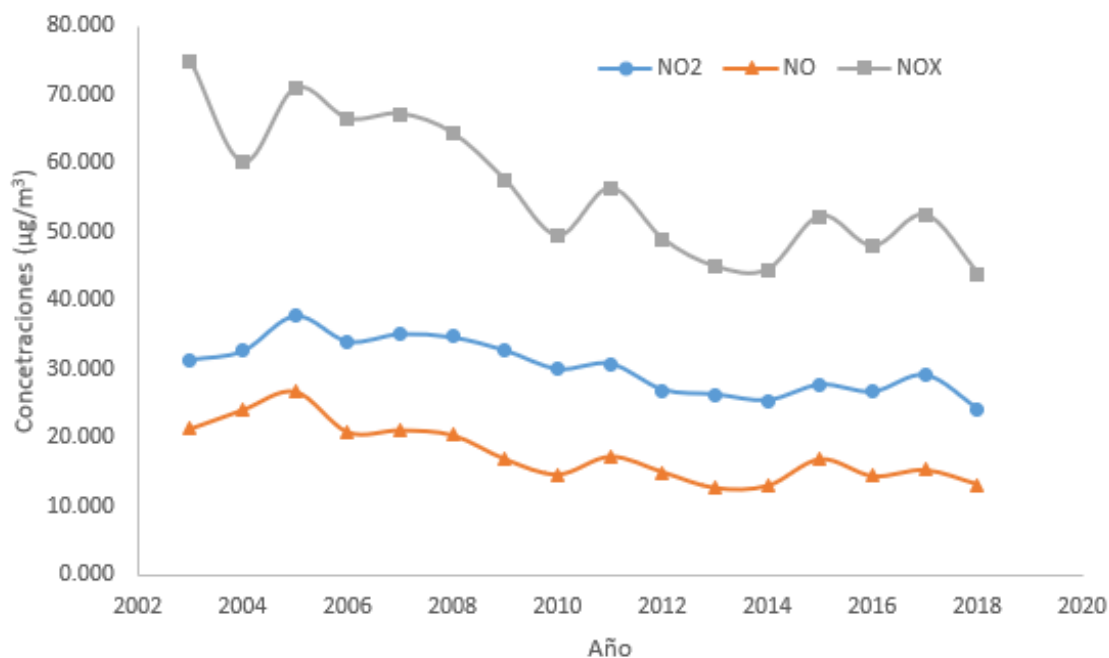


Figura 40. Comparación de las concentraciones de los óxidos de nitrógeno. Elaboración propia a partir de datos de la Junta de Andalucía.

Con respecto a la salud humana, Manisalidis et al. (2020) cataloga, en su estudio, a los óxidos de nitrógeno como irritantes del sistema respiratorio, pudiendo inducir a enfermedades respiratorias, tos, jadeos, broncoespasmos o un edema pulmonar si se inhala en grandes cantidades.

5 CONCLUSIONES

La metodología propuesta en el presente trabajo presenta una herramienta útil para el estudio de la calidad del aire, no solo en la ciudad de Sevilla, sino en cualquier ciudad en la que se disponga de datos de contaminantes y suficiente cobertura de imágenes satélite. Además, pone en valor a la teledetección como herramienta de análisis del territorio y de variables medio ambientales.

Por otro lado, las tendencias descendentes de los contaminantes, y que sus valores estén siempre por debajo de los límites legislativos, dan una idea de la salud ambiental de la ciudad, que, unida a su buen clima y a su amplia oferta turístico-cultural, son algunas de las principales bazas que tiene la urbe, de cara la feroz competencia existente, en un país tan dependiente del turismo como es España. Todo esto también ratifica que las medidas tomadas por la administración, tanto en materia legislativa, como en fomento de un transporte sostenible (metro y carril bici), van por el camino correcto. Aunque no hay que olvidarse de los datos de calentamiento global y desertización, que muestran, que, aunque vayamos por el camino correcto, todavía queda mucho por recorrer si se quiere hacer frente al cambio climático.

Con respecto a los modelos obtenidos, cabe destacar la potencia que tienen como herramienta para el eco-diseño urbano, permitiendo hacer predicciones o estudiar casos hipotéticos, teniendo en cuenta una variable como son los espacios verdes, a menudo olvidados en los planeamientos urbanísticos. Además, destacando la doble función que poseen, como sumidero de contaminantes atmosféricos, y como elemento de ocio y/o decorativo del ecosistema urbano, repercutiendo ambas de forma de directa en la calidad de vida y el bienestar social de los habitantes de la ciudad.

Otra reflexión sobre los modelos está relacionada con los modelos desechados, concretamente con los modelos del monóxido de carbono y de las partículas menores de 2.5 micras. Ambos modelos tenían parámetros estadísticos correctos, pero han sido desechados debido a la simpleza de los propios modelos, que trataban de explicar un fenómeno tan complicado como la contaminación atmosférica, utilizando únicamente una variable, lo que daba lugar a un modelo poco fiel a la realidad. De esto se puede extraer la necesidad de aportar varias covariables para la de este tipo de modelos, bien sea, encontrando relaciones con otros contaminantes, o bien aportando nuevas covariables como podrían ser fuentes de emisión industrial, transporte, climatología, etc.

6 BIBLIOGRAFÍA

- Acuerdo de París de la convención marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático, 2016.
- Acuerdo de 19 de abril de 2016, del consejo de gobierno, por el que se aprueba la formulación de la estrategia andaluza de calidad del aire. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía nº 92 de 17 mayo de 2016.
- Adamchuk, V. y Viscarra Rossel, R. (2010). Development of On-the-Go Proximal Soil Sensor Systems. En *Proximal Soil Sensing*, 15-28 p. Springer, Dordrecht.
- Aryal, R. K., Lee, B. K., Karki, R., Gurung, A., Kandasamy, J., Pathak, B. K., ... y Giri, N. (2008). Seasonal PM10 dynamics in Kathmandu valley. *Atmospheric Environment*, 42(37), 8623-8633.
- Cavero, I. G. (2020). La construcción durante el califato almohade: los casos de Sevilla y Murcia a partir de la documentación escrita. En *La construcción fortificada medieval: historia, conservación y gestión: Jornadas Técnicas sobre Historia de la Construcción Medieval Montiel (Ciudad Real), 20-22 de septiembre de 2017* (pp. 39-64). Instituto Juan de Herrera.
- Chen Y. Logistic Models of Fractal Dimension Growth for Spatio-Temporal Dynamics of Urban Morphology [Internet]. 2016. Disponible en: <https://arxiv.org/abs/1606.03538>
- Chuvieco E. (2020) Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio. Digital Reasons SC. Madrid, España. 594 p.
- Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. (2018). Informe de Medio Ambiente en Andalucía. Junta de Andalucía. 459 p.
- Decreto (Decreto 239/2011, de 12 de julio, por el que se regula la calidad del medio ambiente atmosférico y se crea el registro de sistemas de evaluación de la calidad del aire en Andalucía). (2011). Boletín Oficial de la Junta de Andalucía, nº 152 de 4 de agosto de 2011.
- Díaz Parra, I. (2010). Cambios en la geografía social de Sevilla 1981-2001. *Cuadernos Geográficos*, (46), 139-161.
- Directiva europea (Directiva 2008/50/CE, de 21 de mayo, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa). (2008). Parlamento europeo y consejo de la Unión Europea.
- Directiva europea (Directiva 2015/1480 de la Comisión, de 28 de agosto, por la que se modifican varios anexos de las directivas 2004/107/CE y 2008/50/CE del parlamento europeo y del consejo en los que se establecen las normas relativas a los métodos de referencia, la validación de datos y la ubicación de los puntos de muestreo para la evaluación de la calidad del aire ambiente). (2015). Comisión europea.
- Falaiye, O. A., Abiye, O. E., & Nwabachili, S. C. (2021). Characterization of atmospheric particulate matter from urban traffic sources in Ilorin. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 11(1), 15-30.
- Gómez-Zotano, J., Alcántara-Manzanares, J., Olmedo-Cobo, J. A., y Martínez-Ibarra, E. (2015). La sistematización del clima mediterráneo: identificación, clasificación y caracterización climática de Andalucía (España). *Revista de Geografía Norte Grande*, (61), 161-180.
- Han, S., Bian, H., Feng, Y., Liu, A., Li, X., Zeng, F., y Zhang, X. (2011). Analysis of the Relationship between O₃, NO and NO₂ in Tianjin, China. *Aerosol and Air Quality Research*, 11(2),

IPCC, 2013: Climate change 2013: the physical science basis. Contribución del grupo de trabajo I al quinto informe de evaluación del Panel Intergubernamental del Cambio Climático [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge university press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, EE. UU., 1535 p.

IPCC, 2014 a: Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: global and sectoral aspects. Contribución del grupo de trabajo II al quinto informe de evaluación del Panel Intergubernamental del Cambio Climático [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, y L.L. White (eds.)]. Cambridge university press, Cambridge, Reino Unido and Nueva York, NY, EE. UU., 1132 p.

IPCC, 2014 b: Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Part B: regional aspects. Contribución del grupo de trabajo II al quinto informe de evaluación del Panel Intergubernamental del Cambio Climático [Barros, V.R., C.B. Field, D.J. Dokken, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, y L.L. White (eds.)]. Cambridge university press, Cambridge, Reino Unido and Nueva York, NY, EE. UU., 688 p.

IPCC, 2014 c: Climate change 2014: mitigation of climate change. Contribución del grupo de trabajo III al quinto informe de evaluación del Panel Intergubernamental del Cambio Climático [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel y J.C. Minx (eds.)]. Cambridge university press, Cambridge, Reino Unido and Nueva York, NY, EE. UU.

IPCC, 2014 d: Climate change 2014: synthesis report. Contribución de los grupos de trabajo I, II y III al quinto informe de evaluación del Panel Intergubernamental del Cambio Climático [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 151 p.

Irga, P. J., Burchett, M. D., y Torpy, F. R. (2015). Does urban forestry have a quantitative effect on ambient air quality in an urban environment? *Atmospheric Environment*, 120, 173-181.

Ley (15 de noviembre de 2007). (Ley 34/2007, de 31 de noviembre de calidad del aire y protección de la atmósfera). (2007) Boletín Oficial del Estado, nº 275 de 16 de noviembre de 2007.

Leong, S. T., Muttamara, S., & Laortanakul, P. (2002). Influence of benzene emission from motorcycle on Bangkok air quality. *Atmospheric Environment*, 36(4), 651-661.

Manisalidis, I., Stavropoulou, E., Stavropoulos, A., & Bezirtzoglou, E. (2020). Environmental and health impacts of air pollution: A review. *Frontiers in public health*, 8.

Mazzeo, N. A., Venegas, L. E., y Choren, H. (2005). Analysis of NO, NO₂, O₃ and NO_x concentrations measured at a green area of Buenos Aires City during wintertime. *Atmospheric Environment*, 39(17), 3055-3068.

McDonald, A. G., Bealey, W. J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R. I., ... & Nemitz, E. (2007). Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM₁₀ in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, 41(38), 8455-8467.

Mori, J., Fini, A., Galimberti, M., Ginépro, M., Burchi, G., Massa, D., & Ferrini, F. (2018). Air pollution deposition on a roadside vegetation barrier in a Mediterranean environment: Combined effect of evergreen shrub species and planting density. *Science of the total environment*, 643, 725-737.

Ortiz Córdoba, J. (2019). Las colonias romanas de Hispania y los movimientos de población (Siglos I-II dC). Tesis Doctoral (Universidad de Granada), 1087 p.

Perrino, C., Tofful, L., Dalla Torre, S., Sargolini, T., y Canepari, S. (2019). Biomass burning contribution to PM10 concentration in Rome (Italy): Seasonal, daily and two-hourly variations. *Chemosphere*, 222, 839-848.

Protocolo de Kyoto de la convención marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático, 1998.

Ramírez-Juidías, E., Fernández-Gil Bermúdez, M., Ojo Jiménez, Á. D., y Cobo Sarmiento, E. (2013). Eco-Diseño de la urbe sevillana: Estudio mediante teledetección. *M+ A. Revista Electrónica de Medioambiente*, 14 (2013) (2), 63-75.

Ramírez Juidías, E. y Yanes Figueroa, J. (2017). Estudio medioambiental del municipio de Almadén mediante teledetección. *Interciencia*, 42 (3), 187-162.

Ramírez Juidías, E. (2018). Evolution and dynamics of fractal growth of the urban green spaces in Seville (Spain). *Landscape architecture: the sense of places, models and applications*, 207.

Real decreto (Real decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire). (2011). Boletín Oficial del Estado, nº 25 de 29 de enero de 2011.

Real decreto (Real decreto 100/2011, de 28 de enero, por el que se actualiza el catálogo de actividades potencialmente contaminadoras de la atmósfera y se establecen las disposiciones básicas para su aplicación). (2011). Boletín Oficial del Estado, nº 25 de 29 de enero de 2011.

Real decreto (Real decreto 39/2017, de 27 de enero, por el que se modifica el Real decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire). (2017). Boletín Oficial del Estado, nº 24 de 28 de enero de 2017.

Real decreto (Real decreto 1042/2017, de 22 de diciembre, sobre la limitación de las emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de las instalaciones de combustión medianas y por el que se actualiza el anexo IV de la Ley 34/2007, de 15 de noviembre, de calidad del aire y protección de la atmósfera). (2017). Boletín Oficial del Estado, nº 311 de 23 de diciembre de 2017.

Santiago Acosta, J. I. (2017). Contexto teórico y análisis descriptivo del entorno urbano y social de La Alameda de Hércules en Sevilla desde 1992. Trabajo Fin de Grado (Universidad de Sevilla), 71 p.

Skorokhod, A. I., Berezina, E. V., Moiseenko, K. B., Elansky, N. F., y Belikov, I. B. (2017). Benzene and toluene in the surface air of northern Eurasia from TROICA-12 campaign along the Trans-Siberian Railway. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17(8), 5501-5514.

Soudani K, François C (2014) Remote sensing: a green illusion. *Nature* 506: 165-166.

Torres Garcia, M. (2019). Cultural keys to the evolution of spanish urbanism. *Journal of Urban History*, 45(1), 44-66.

Vecchi, R., Marcazzan, G., y Valli, G. (2007). A study on nighttime–daytime PM10 concentration and elemental composition in relation to atmospheric dispersion in the urban area of Milan (Italy). *Atmospheric Environment*, 41(10), 2136-2144.

Wang, W., Li, X., Shao, M., Hu, M., Zeng, L., Wu, Y., y Tan, T. (2019). The impact of aerosols on photolysis frequencies and ozone production in Beijing during the 4-year period 2012–2015. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19(14), 9413-9429.

Wei, Z., Van Le, Q., Peng, W., Yang, Y., Yang, H., Gu, H., Lam, S.S. & Sonne, C. (2020). A review on phytoremediation of contaminants in air, water and soil. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 1-8.

Yadav, R., Sahu, L. K., Beig, G., Tripathi, N., y Jaaffrey, S. N. A. (2017). Ambient particulate matter and carbon monoxide at an urban site of India: influence of anthropogenic emissions and dust storms. *Environmental Pollution*, 225, 291-303.

Yang, X., Wang, S., Zhang, W., Zhan, D., & Li, J. (2017). The impact of anthropogenic emissions and meteorological conditions on the spatial variation of ambient SO₂ concentrations: A panel study of 113 Chinese cities. *Science of the Total Environment*, 584, 318-328.

Yang, X., Lu, K., Ma, X., Liu, Y., Haichao, W., Hu, R., ... & Zhang, Y. (2021). Observations and modeling of OH and HO₂ radicals in Chengdu, China in summer 2019. *Science of The Total Environment*, 144829.

Zhai, S., Jacob, D. J., Wang, X., Shen, L., Li, K., Zhang, Y., ... y Liao, H. (2019). Fine particulate matter (PM_{2.5}) trends in China, 2013–2018: separating contributions from anthropogenic emissions and meteorology. *Atmospheric Chemistry & Physics*, 19(16).