

## EL CONTRASTE INTRAURBANO DE LA CONTAMINACIÓN DEL AIRE POR NO<sub>2</sub> Y O<sub>3</sub>: ESTUDIO EN GRANDES CIUDADES ESPAÑOLAS CON DATOS OBSERVADOS E INTERPOLADOS CON SIG

ROSA CAÑADA TORRECILLA<sup>1</sup> y ANTONIO MORENO JIMÉNEZ<sup>2</sup>

Departamento de Geografía. Facultad de Filosofía y Letras. Campus de Cantoblanco. Universidad  
Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, España.  
[rosa.canada@uam.es](mailto:rosa.canada@uam.es)<sup>1</sup>, [antonio.moreno@uam.es](mailto:antonio.moreno@uam.es)<sup>2</sup>

### RESUMEN

La calidad del aire está determinada por un alto número de componentes cuya presencia e interacciones en ámbitos como las ciudades resultan de singular trascendencia para la vida humana. En este artículo se pretende estudiar dos conocidos contaminantes, el dióxido de nitrógeno y el ozono troposférico, con el objetivo de explorar y desvelar la forma e intensidad de la hipotética relación entre ambos cuando se analiza espacialmente. A tal fin, dada la limitación de la información disponible, se ha adoptado un doble enfoque: analizar, por un lado, los datos registrados en las estaciones de superficie y, por otro, los estimados mediante interpolación espacial, una de las técnicas usuales para "conocer" dicha polución en todo el espacio urbano. Ello permite confrontar y controlar mejor los resultados mutuos. Experimentalmente se han examinado datos de tres ciudades españolas, Madrid, Barcelona y Sevilla, utilizando una pluralidad de técnicas estadísticas, gráficas y cartográficas, apoyadas en sistemas de información geográfica. Los resultados alcanzados muestran que el NO<sub>2</sub> y el O<sub>3</sub> exhiben patrones espaciales contrapuestos y que entre ambos existe una dependencia espacial, tanto en los datos observados, como en los datos estimados. No obstante, en algunos casos la forma y significación de las relaciones espaciales no ha podido quedar claramente determinada, en gran medida por el escaso número de datos observados. La coherencia de los resultados en ambas aproximaciones posibilita así un cierto optimismo a la hora de elaborar caracterizaciones y diagnósticos de la atmósfera urbana con modelos espaciales de este tipo.

Palabras clave: interpolación espacial, SIG, contaminación atmosférica, dióxido de nitrógeno, ozono, Madrid, Barcelona, Sevilla.

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

## COMPARISON OF INTRAURBAN AIR POLLUTION BY NO<sub>2</sub> AND O<sub>3</sub>: A STUDY OF MAJOR SPANISH CITIES WITH DATA OBSERVED AND INTERPOLATED BY GIS

### ABSTRACT

Air quality is determined by a large number of components whose presence and interactions in environments such as large cities is of singular importance for human life. This article describes a study of two known pollutants, nitrogen dioxide and tropospheric ozone, with the aim of exploring and uncovering the form and intensity of the hypothetical relation between the two when is spatially analysed. With this objective, given the limited information available, a double approach has been chosen: to analyse, on the one hand, data registered on the surface stations, and on the other hand, estimates made via spatial interpolation, one of the most commonly used techniques for detecting this pollution in the urban atmosphere. This allows mutual results to be compared and monitored. Data from three Spanish cities, namely Madrid, Barcelona and Seville, have been experimentally examined using a number of statistical, graphic and cartographic techniques, supported by geographical information systems. The results show that NO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> exhibit counterposed spatial patterns and that a spatial dependence exists between the two, both regarding the observed and the estimated data. Nevertheless, in some cases the form and significance of the spatial relations has not been clearly determined, to a large extent owing to the scarcity of data observed. The coherence of results in both approximations thus allows a measure of optimism in drawing up characterisations and diagnoses of urban air quality with this type of spatial models.

Keywords: Spatial interpolation, GIS, air pollution, nitrogen dioxide, ozone, Madrid, Barcelona, Seville.

### 1. Introducción

De todos los contaminantes los más problemáticos para la atmósfera urbana, y también para la salud de sus habitantes, son el ozono troposférico (O<sub>3</sub>) y el dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) (EEA, 2015). La exposición a los mismos puede acarrear consecuencias que van desde leves efectos en el sistema respiratorio, a alergias o incluso mortalidad prematura (van Zelm *et al.*, 2008; Wu *et al.*, 2012). Pero el ozono, además, causa daños en las plantas, disminuye el rendimiento de los cultivos (Dingenen *et al.*, 2009; Felzer *et al.*, 2007, Fishman *et al.*, 2010), el crecimiento de los bosques (Gottardini *et al.*, 2010, Loibl *et al.*, 2004) y daña los materiales (EEA, 2015).

Es sabido que el ozono troposférico puede ser de origen natural o producto de las actividades humanas. De manera natural, puede proceder de modo directo de intrusiones del ozono de la estratosfera (Song *et al.*, 2011), de las descargas eléctricas de las tormentas, que alteran el oxígeno atmosférico, o de emisiones procedentes de elementos y procesos naturales como la vegetación, los volcanes y las fermentaciones (Díaz y Linares, 2005). Pero la principal fuente del ozono troposférico es la de origen humano, siendo en este caso un contaminante secundario que se forma en la atmósfera mediante una serie de reacciones químicas entre contaminantes primarios, llamados precursores, como los óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), monóxido de carbono (CO) y los compuestos orgánicos volátiles (COV) en unas condiciones de alta temperatura e insolación. Por otra parte, la mayoría de los NO<sub>x</sub> existentes en el aire de las ciudades son de origen antrópico y

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por  $\text{NO}_2$  y  $\text{O}_3$ : estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

proceden de la combustión de materiales orgánicos tanto en fuentes estáticas (calefacciones, procesos industriales y centrales térmicas), como en fuentes móviles (vehículos de gasolina y diésel). Los COV están fundamentalmente constituidos por hidrocarburos (benceno, tolueno) y por derivados de la combustión incompleta de éstos (alcanos, alquenos, aromáticos, alcoholes y algunos compuestos clorados).

De manera simplificada, el proceso de producción del ozono se inicia al reaccionar el dióxido de nitrógeno con luz solar de longitud de onda inferior a 400 nm ( $1 \text{ nm} = 10^{-9} \text{ m}$ ), según el siguiente proceso:  $\text{NO}_2 + \text{luz} \rightarrow \text{NO} + \text{O}$ . El oxígeno atómico así formado reacciona rápidamente con el oxígeno del aire para formar ozono,  $\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow \text{O}_3$ . Por otro lado, en entornos urbanos contaminados el NO recién emitido puede combinarse inmediatamente con el ozono, reduciendo sus concentraciones en el ambiente, según la siguiente reacción:  $\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$  (Díaz y Linares, 2005). Esto hace que normalmente los máximos de ozono no se den en el centro de las ciudades, sino en los parques y en la periferia de las mismas, allí donde son menores las emisiones a la atmósfera de  $\text{NO}_x$ , como ocurre en municipios como Madrid, Barcelona y Sevilla. Debido a este proceso, una reducción de las emisiones de  $\text{NO}_x$  en las ciudades puede dar lugar a un aumento de las concentraciones de ozono. En estos casos son los COV los que deberían controlarse y de hecho así se está haciendo en los países de la Unión Europea. No se debe olvidar, además, el papel que tiene el ozono troposférico como gas de efecto invernadero ya que absorbe la radiación de onda larga y contribuye al calentamiento del planeta (EEA, 2014).

En Europa, de manera global, las emisiones de los precursores del ozono,  $\text{NO}_x$  y COV, están descendiendo; sin embargo, los niveles de ozono se están incrementando, quizás debido a la multitud de factores que intervienen en el proceso de formación del ozono y a que no hay una relación lineal entre éste y sus precursores (Lin *et al.*, 1988).

Este trabajo tiene como primer objetivo determinar la forma e intensidad de la relación espacial entre niveles de concentración del  $\text{NO}_2$  y del  $\text{O}_3$  en la atmósfera de tres ciudades españolas y, en segundo, comparar los patrones de ambos contaminantes en las mismas y caracterizar sus similitudes y diferencias. A tal fin se desarrollará un análisis espacial (estadístico y cartográfico), a través dos aproximaciones: con datos directos obtenidos en las estaciones de tierra y con datos interpolados espacialmente a partir de aquéllos. Con ello se trata de establecer el grado de coincidencia o divergencia entre ambos contaminantes y valorar la fidelidad con la que la relación observada en la muestra espacial de los observatorios se reproduce en el patrón estimado para toda la ciudad.

## 2. Antecedentes y estado de la cuestión

La contaminación del aire urbano es un problema global que está siendo analizado con diferentes métodos en varias partes del mundo. Estudios previos de nuestro equipo de investigación han versado sobre las diferencias obtenidas en la estimación de datos de contaminación ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{O}_3$ ) en función de las técnicas de interpolación utilizadas (Cañada *et al.* 2011; Cañada, 2012; Cañada *et al.*, 2014a). Con posterioridad se ha abordado el estudio de riesgos de superar los umbrales de contaminación establecidos por la legislación europea (e.g. Cañada *et al.*, 2014b) y la contraposición en la distribución espacial de dos contaminantes en el aire urbano de Madrid basado

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por  $NO_2$  y  $O_3$ : estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

---

en geotecnologías (Cañada *et al.*, 2015). Jerrett *et al.* (2005) en la revisión que realizaron sobre los modelos utilizados para evaluar la exposición a la contaminación atmosférica en las ciudades, incluyeron entre otros, los métodos de interpolación, tanto deterministas como geoestadísticos. Se refieren al kriging como el interpolador más común y el óptimo, porque permite valorar el grado de incertidumbre de los valores estimados, pero cuando los datos son escasos consideran más apropiado utilizar técnicas más simples de cálculo, como la media ponderada por el inverso de la distancia. Moral *et al.* (2010), utilizaron técnicas geoestadísticas para evaluar la distribución de ozono en la ciudad de Badajoz. El análisis se basó en tres pasos habituales a la hora de aplicar el kriging: análisis exploratorio de datos, análisis estructural con el ajuste del semivariograma teórico y el cálculo de los valores estimados con su correspondiente distribución espacial.

Dentro de la contaminación por ozono, muy frecuente en las grandes ciudades y áreas rurales, destacan estudios dedicados a determinar las principales variables meteorológicas responsables del aumento de concentración de ozono, como el de Vukovich *et al.*, 2003, realizado para el corredor Baltimore-Washington, donde la temperatura del aire y la temperatura del punto de rocío son las variables implicadas en el aumento de ozono, aunque cuando utilizan datos exclusivamente de verano, las variables que más influyen son la cubierta nubosa y la dirección del viento. En Europa, coincidiendo con la ola de calor de 2003, Solberg *et al.* (2008) detectaron que, en varias ciudades de Francia, Alemania, Suiza y Austria, se alcanzaron los valores más altos de ozono desde finales de los años ochenta, y lo ponen en relación con una serie de feedback positivos que tienen lugar entre las condiciones de tiempo y la subida de los niveles de ozono. En Asia, Saini *et al.* (2008) estudiaron la concentración de  $O_3$ ,  $NO_2$  y CO en la ciudad de Agra (India) durante el invierno, que es la estación más proclive a la contaminación.

En los países que bordean el Mediterráneo, donde el clima es más cálido y existen elevadas tasas de radiación solar, en combinación con abundancia de precursores de ozono, se favorece más la generación de este contaminante. Así lo ha destacado Gerasopoulos *et al.* (2006) en la ciudad de Finokalia, en Creta. En la Península Ibérica sobresalen varios estudios; sobre el noreste de Portugal, Carvalho *et al.* (2010), caracterizaron las condiciones atmosféricas asociadas a episodios de alta concentración de ozono en la ciudad de Lamas d'Olo. Adame *et al.* (2010), investigaron las variaciones temporales del ozono en cuatro estaciones del suroeste de la Península Ibérica (El Arenosillo, Cartaya, Huelva y Valverde) y las superaciones de los umbrales establecidos por la UE. Las variaciones estacionales del ozono y su relación con la radiación, temperatura y dirección del viento fueron puestas de manifiesto en dos estaciones rurales, del centro-sur de España (Porzuna y Argamasilla) por Notario *et al.* (2012a). Notario *et al.* (2012b) estudiaron las concentraciones de  $O_3$ , NO,  $NO_2$ ,  $NO_x$  en dos estaciones de Sevilla, una de tráfico y otra suburbana. Palacios *et al.* (2002) utilizaron modelos dispersión de contaminantes para explicar las concentraciones de ozono en la zona de Madrid y su área metropolitana. Sánchez *et al.* (2007) analizaron el intercambio vertical de ozono con mediciones realizadas en Segovia y Buitrago del Lozoya, detectando el desplazamiento del ozono y sus precursores desde Madrid hacia la Sierra de Guadarrama. Domínguez *et al.*, (2014), investigaron la variación espacial y temporal del ozono, NO y  $NO_2$ , comparando zonas urbanas, suburbanas, rurales e industriales, en el suroeste de la Península Ibérica, señalando que cuando se alcanza el máximo de ozono (primavera y verano) es cuando se da el mínimo de  $NO_x$  y viceversa en otoño-invierno. Felipe-Sotelo *et al.* (2006) aplicaron métodos de análisis multivariado al estudio de la distribución espacial y temporal del ozono troposférico en el noreste de Cataluña y utilizaron sistemas de información geográfica para una mejor visualización de las diferentes áreas detectadas.

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por  $\text{NO}_2$  y  $\text{O}_3$ : estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

Finalmente buscaron correlaciones entre la concentración de  $\text{O}_3$  y otros contaminantes, así como con variables meteorológicas. Entre sus resultados constataron la correlación negativa entre el  $\text{O}_3$  y el  $\text{NO}_2$ . Albizuri-Churruca (2016), utilizó SIG y una combinación de técnicas de regresión y kriging para estimar los niveles de  $\text{NO}_2$  en Euskadi y la población afectada.

Entre los trabajos fuera de España destacan el de Clapp y Jenkin (2001) sobre el Reino Unido, en el que examinan la relación entre  $\text{O}_3$ ,  $\text{NO}_2$  y  $\text{NO}$ , y donde se hace especial énfasis en cómo el nivel de  $\text{O}_3$  varía con el nivel de  $\text{NO}_x$ . Las relaciones entre  $\text{NO}_x$ ,  $\text{O}_3$  y  $\text{NO}_3$  en las proximidades de las autovías en la costa este de Estados Unidos fueron analizadas por Song *et al.* (2011) detectando diferencias de concentración entre el día y la noche y entre los días de la semana frente al fin de semana. Sobre datos diarios vieron la influencia de algunas variables climáticas (humedad relativa, radiación solar, viento y temperatura máxima) en la concentración de los contaminantes citados, con una alta correlación entre la temperatura máxima y el  $\text{O}_3$ . Igualmente se detectó una correlación negativa entre  $\text{O}_3$  y  $\text{NO}_x$ . La utilización del análisis armónico para revelar los patrones espaciales de los ciclos diurnos del ozono y de las partículas en suspensión en Hong Kong ha sido hecha por Liu y Sen Roy (2014), poniendo de manifiesto unos niveles más elevados de  $\text{O}_3$  en las áreas rurales del noreste de Hong Kong que en el centro urbano, frente a una mayor concentración de partículas al sur de la ciudad, donde el tráfico de vehículos pesados es más intenso que en las áreas rurales del noreste. En Baden-Württemberg y Baviera, Scholz y Rabl (2006), analizaron el decrecimiento de las concentraciones de los  $\text{NO}_x$  y del  $\text{NO}$  como consecuencia de una disminución de las emisiones de  $\text{NO}_x$ , sin embargo, la disminución del  $\text{NO}_2$  no se produce en la misma media e incluso aumenta ligeramente y lo mismo ocurre con el ozono. La explicación obedece al balance fotoquímico entre  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$  y ozono, pero también al aumento de coches diésel dotados de un catalizador que oxida el  $\text{NO}$  y lo convierte en  $\text{NO}_2$ , con el resultado que las emisiones del vehículo son directamente de  $\text{NO}_2$ .

En línea con este destacado frente de estudios, en este artículo, se aborda el examen de la relación espacial entre dos indicadores internacionalmente reconocidos de  $\text{NO}_2$  y  $\text{O}_3$  en el ámbito de tres grandes ciudades españolas, recurriendo a un enfoque doble: por un lado, a partir de datos registrados en estaciones fijas y, por otro, mediante los valores estimados para toda el área de cada ciudad con técnicas de interpolación espacial. Con esa novedad se intenta testar la consistencia de la relación con ambos tipos de datos y desvelar los problemas que en el proceso analítico emergen por razón de los datos y técnicas usados. En todo ello, la utilización de Sistemas de Información Geográfica se evidenciará como tecnología imprescindible que habilita la generación y visualización de modelos espaciales de contaminación ambiental superadores, hasta donde es factible, de las limitaciones inherentes al corto número de estaciones habitualmente disponibles.

### 3. Datos y métodos

El ámbito de interés de este trabajo son los municipios de Madrid, Barcelona y Sevilla, aunque el foco concreto recae en lo que hemos denominado como área urbana poblada (AUP), esto es, la zona donde hay presencia habitual de residentes y que excluye las grandes áreas de uso industrial y de transporte. Su delimitación se realizó a partir de una labor de interpretación de imágenes aéreas (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea del Instituto Geográfico Nacional) y de

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

cartografía de usos del suelo (Corine Land Cover, CLC2006) y se ha adoptado en otros estudios previos (*vid.* Moreno *et al.* 2013 y 2016).

Los datos de contaminación proceden del Ayuntamiento y de la Comunidad de Madrid, de la Xarxa de Vigilància i Previsió de la Contaminació Atmosfèrica de la Generalitat de Catalunya y de la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía. Se han utilizado estaciones sitas en el interior de los municipios examinados y otras situadas en municipios limítrofes, para mejorar la cobertura espacial del muestreo. El número de estaciones totales empleadas se recoge en la tabla 1 y en las figuras 1, 2 y 3. Cabe advertir la escasa cifra de dichas estaciones en dos de las ciudades, Barcelona y Sevilla, lo que anticipa problemas de representatividad en las respectivas área de estudio, cuya delimitación se muestra en las figuras 1, 2 y 3.

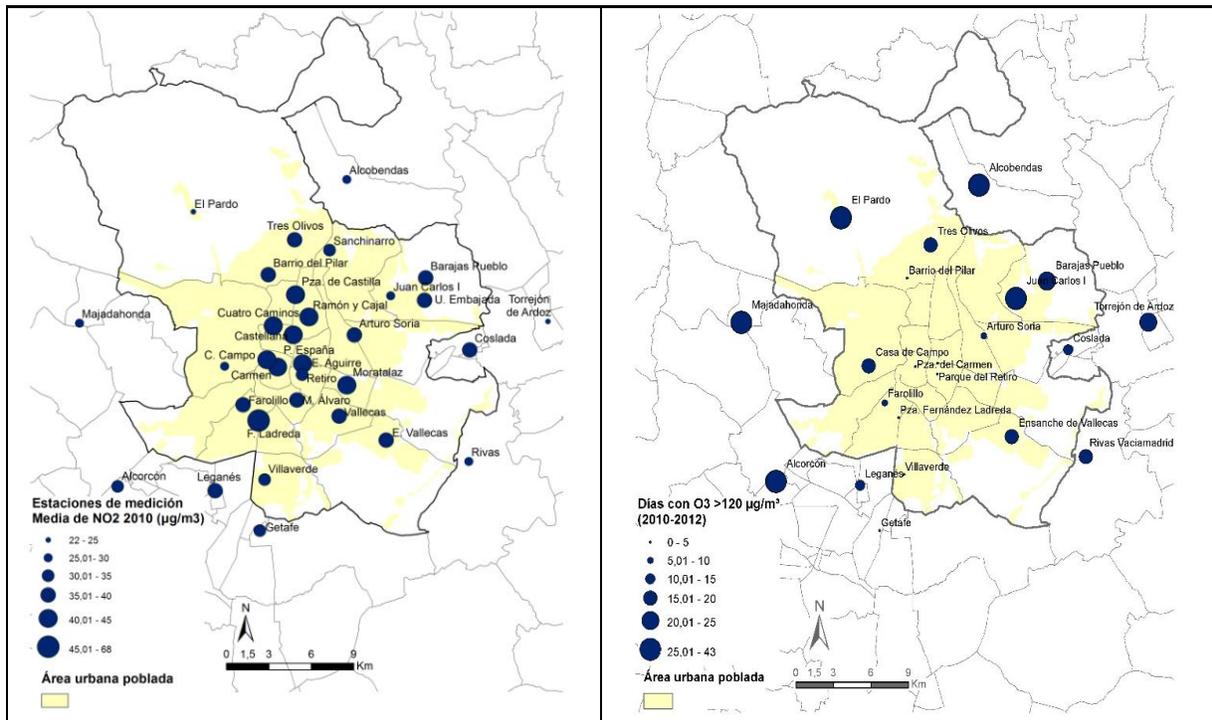
**Tabla 1. Número de estaciones medidoras de contaminación**

| Contaminante    | Número de estaciones |           |         |
|-----------------|----------------------|-----------|---------|
|                 | Madrid               | Barcelona | Sevilla |
| NO <sub>2</sub> | 32                   | 12        | 10      |
| O <sub>3</sub>  | 22                   | 8         | 8       |

Fte. Elaboración propia sobre datos suministrados por las redes de calidad del aire.

Los indicadores ambientales seleccionados han sido la concentración media anual de NO<sub>2</sub> del año 2010 y el número de días en que se superan los 120 µg/m<sup>3</sup> de ozono como media octohoraria máxima en un día, expresado como promedio de tres años (2010-2012). Procede recordar que el nivel medio anual admisible por la legislación española y europea se sitúa en 40 µg/m<sup>3</sup> para el NO<sub>2</sub> y el límite legal para el ozono es de 25 días por año de promedio en un periodo de tres años.

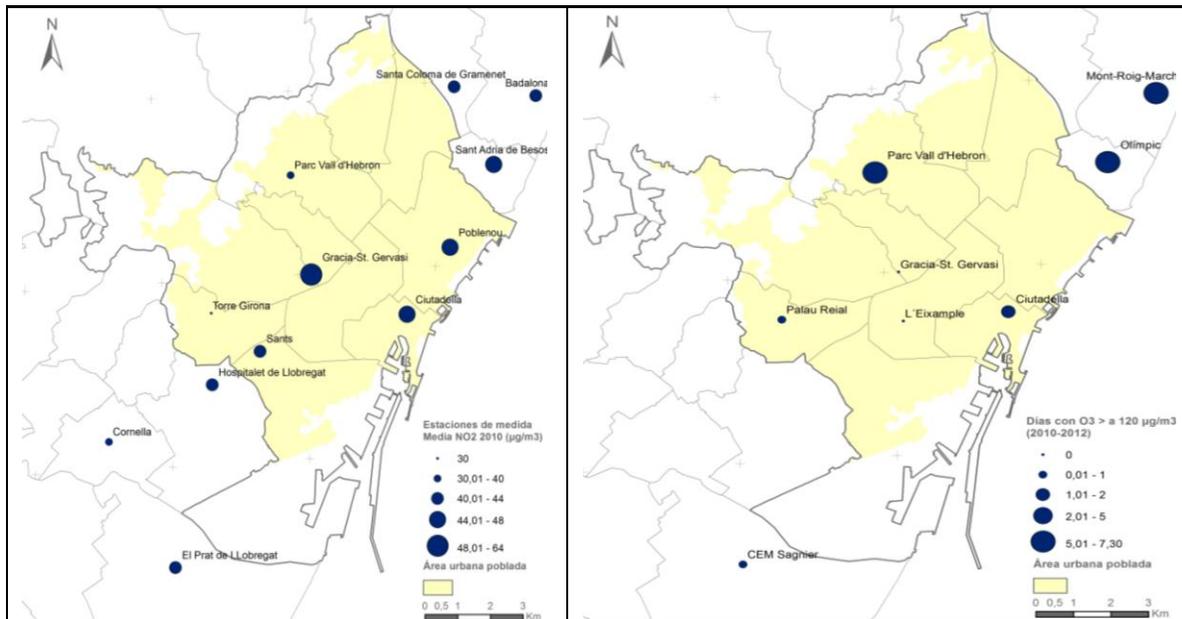
Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por  $\text{NO}_2$  y  $\text{O}_3$ : estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>



**Figura 1. Indicadores de  $\text{NO}_2$  y  $\text{O}_3$  por estaciones en Madrid y su entorno.**

Las estaciones de contaminación no están distribuidas de manera homogénea en el ámbito urbano y quedan amplios espacios sin cubrir. Por eso si queremos conocer los niveles de inmisión de contaminantes a lo largo y ancho de la ciudad, se ha de recurrir a técnicas de estimación, entre las cuales, las de interpolación espacial son una alternativa importante. Así se ha hecho aquí, y con ellas se han obtenido capas raster con valores estimados de los indicadores aludidos antes. En trabajos previos hemos examinado y comparado sistemáticamente los resultados alcanzados con la utilización de los diferentes métodos de interpolación, analizado las diferencias y similitudes que emergen en los patrones espaciales obtenidos con las distintas técnicas, valorado su grado de confianza y dirimido cuáles son los más adecuados, teniendo en cuenta criterios estadísticos y geográficos (Cañada et al., 2014a).

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por  $\text{NO}_2$  y  $\text{O}_3$ : estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>



**Figura 2. Indicadores de  $\text{NO}_2$  y  $\text{O}_3$  por estaciones en Barcelona y su entorno.**

Las soluciones finalmente retenidas y presentadas aquí se obtuvieron con el método, *media ponderada por el inverso de la distancia* (IDW), en su modalidad anisotrópica, para todos los casos, i.e. usando, a la hora de seleccionar los puntos muestrales para interpolar en cada lugar, una vecindad de forma elíptica, con el tamaño, la orientación, número de cuadrantes, número de vecinos y valor del exponente más idóneos (véase tabla 2). Una vez obtenidas las capas estimadas de ambos indicadores para las tres ciudades, se convirtieron a raster con una resolución de 50 metros y se recortaron para ajustarlas al ámbito de la AUP.

La aplicación de estas técnicas se ha realizado con ArcGIS 10.1 (*Geostatistical Analyst*). En ambos casos, el análisis se ha iniciado con los parámetros por defecto que presentaba el programa, para variarlos en repetidas iteraciones hasta alcanzar los menores errores en la predicción: la media de los errores próxima a 0 (*mean error*) y el error cuadrático medio más bajo (*root mean square error, RMS*).

La medición de las relaciones entre los dos indicadores de contaminación se llevó a cabo mediante diversos coeficientes de asociación y correlación, así como con ajustes de modelos bivariados, la mayoría de los cuales se obtuvieron con el sistema estadístico SPSS y Excel.

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515 http://dx.doi.org/10.21138/GF.499

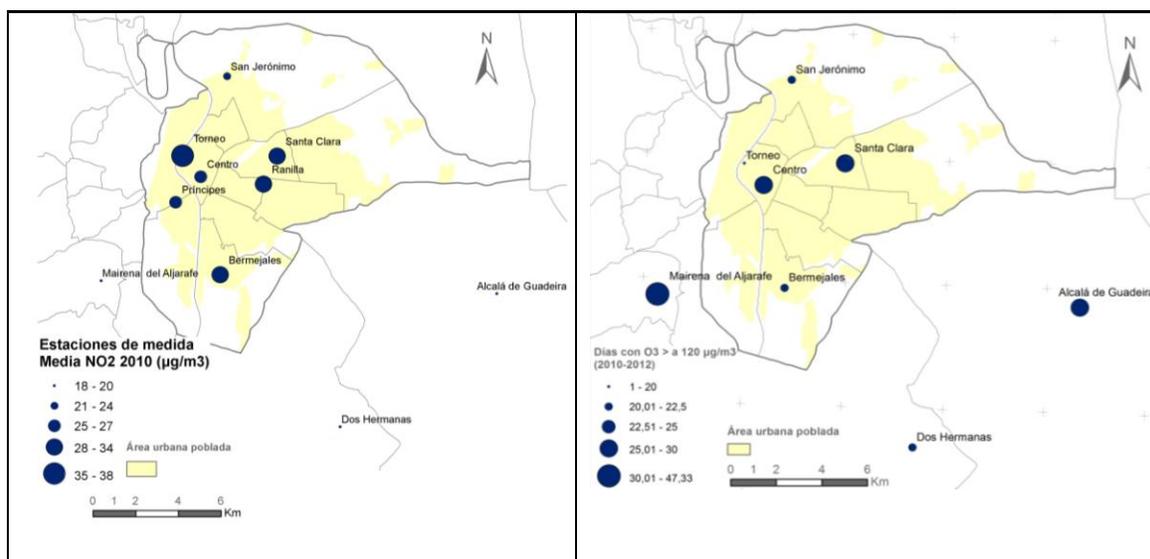


Figura 3. Indicadores de NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub> por estaciones en Sevilla y su entorno.

Tabla 2. Parámetros utilizados en la interpolación y bondad de ajuste del modelo retenido

| Modelo           | Parámetros                    | Contaminantes                    |                                  |                                  |                                   |                                  |                                    |
|------------------|-------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|
|                  |                               | Madrid                           |                                  | Barcelona                        |                                   | Sevilla                          |                                    |
|                  |                               | NO <sub>2</sub>                  | O <sub>3</sub>                   | NO <sub>2</sub>                  | O <sub>3</sub>                    | NO <sub>2</sub>                  | O <sub>3</sub>                     |
| IDW anisotrópico | Nº vecinos                    | 7/4                              | 5/2                              | 7/4                              | 5/2                               | 6/3                              | 5/2                                |
|                  | Valor p                       | 1,85                             | 1                                | 3,6                              | 6,5                               | 4                                | 1                                  |
|                  | Búsqueda vecindad             | Elipse, 4 partes, 45°, 9000/4000 | Elipse, 4 partes, 45°, 9000/4000 | Elipse, 4 partes, 45°, 9000/5000 | Elipse, 4 partes, 45°, 21000/4000 | Elipse, 4 partes, 45°, 6450/2900 | Elipse, 4 partes, 45°, 40000/10000 |
|                  | Ángulo                        | 34                               | 30                               | 35                               | 75                                | 50                               | 65                                 |
| Bondad de ajuste | Media de errores (mean error) | 2,19                             | 1,68                             | 0,35                             | -0,14                             | 1,00                             | -0,002                             |
|                  | Error cuadrático medio (RMS)  | 9,25                             | 8,52                             | 8,77                             | 1,06                              | 6,18                             | 14,4                               |

Fte. Elaboración propia.

#### 4. Análisis de resultados

Se presentarán en sendos apartados, primero, los hallazgos a partir de analizar los datos registrados por estaciones y, segundo, los apoyados en datos estimados por interpolación.

4.1. Características y relación estadística entre los indicadores de NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub> atmosféricos a partir de los datos observados en las estaciones

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

Los estadísticos descriptivos básicos de ambos contaminantes aparecen reflejados en la tabla 3.

**Tabla 3. Estadísticos descriptivos de la media anual de NO<sub>2</sub> (2010) y del nº de días de ozono >120 µg/m<sup>3</sup> (2010-2012), observados en las estaciones elegidas de Madrid, Barcelona y Sevilla**

| Estadísticos descriptivos | Madrid          |                | Barcelona       |                | Sevilla         |                |
|---------------------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|
|                           | NO <sub>2</sub> | O <sub>3</sub> | NO <sub>2</sub> | O <sub>3</sub> | NO <sub>2</sub> | O <sub>3</sub> |
| Media                     | 41,8            | 15,2           | 42,9            | 2,9            | 26,9            | 24,7           |
| Desviación típica         | 10,2            | 11,65          | 8               | 82,8           | 6,47            | 12             |
| Máximo                    | 68              | 43             | 64              | 7,3            | 38              | 47,3           |
| Mínimo                    | 22              | 0              | 30              | 0              | 18              | 1              |
| Amplitud                  | 46              | 43             | 34              | 7,3            | 20              | 46,3           |
| n                         | 32              | 22             | 12              | 8              | 10              | 8              |

Fte. Elaboración propia.

Todas las estaciones de tráfico y de fondo urbano, en Madrid y Barcelona, superan los 40 µg/m<sup>3</sup> de NO<sub>2</sub>, valor límite anual permitido por la ley. Las cifras oscilan entre unos máximos de 68 µg/m<sup>3</sup> en Madrid y 64 µg/m<sup>3</sup> en Barcelona, y unos mínimos de 22 µg/m<sup>3</sup> y 30 µg/m<sup>3</sup>, respectivamente (tabla 3). Los valores más altos se registraron en puntos con tráfico muy intenso, como los ejes Castellana-Recoletos hacia el sur y Glorieta de Fernández Ladreda en Madrid o las grandes avenidas de Barcelona, como la Ronda General Mitre, la Vía Augusta, la Travessera de Dalt y la Avenida de la Diagonal. Únicamente algunas estaciones suburbanas y estaciones de municipios periféricos, mantienen niveles inferiores al valor límite anual (vid. figuras 1 y 2 izqda.). En Sevilla los máximos valores se sitúan en zonas del centro de la ciudad, pero por debajo de 40 µg/m<sup>3</sup> (vid. figura 3 izqda.).

En cuanto a los valores de ozono, el número medio de días en que se superan los 120 µg/m<sup>3</sup> de ozono asciende a 15 en Madrid, a casi 25 en Sevilla y solamente a 2,9 en Barcelona. Los máximos se alcanzan en Mairena del Aljarafe (46) y en Majadahonda (43), municipios ambos periféricos a Sevilla y a Madrid respectivamente. En Madrid (figura 1 dcha.) son estaciones suburbanas (Juan Carlos I y El Pardo) y estaciones de municipios limítrofes (Alcobendas, Majadahonda) las que rebasan el umbral de los 25 días como promedio entre 2010-2012, límite fijado por la legislación. Se trata de una distribución con asimetría positiva; la mayoría de estaciones, de tráfico y de fondo urbano, se concentran en la parte baja de la distribución, algunas con cifras entre 0 y 3 días. En Sevilla hay cuatro estaciones por encima del umbral legal; además de Mairena del Aljarafe, ya citada, Alcalá de Guadaíra, Santa Clara y Centro (figura 3 dcha.). Por el contrario, Barcelona no presenta problemas de contaminación por ozono, ni en la zona urbana poblada, ni en zonas periféricas de la ciudad (figura 2 dcha.).

Con las estaciones que poseían simultáneamente datos de dióxido de nitrógeno y de ozono, se ha explorado la presumible relación estadística entre ambos contaminantes mediante correlación y regresión, asignando de manera algo simplificada el papel de variable X (independiente) al dióxido de nitrógeno por su función de precursor. Procede advertir de entrada que el limitado número de datos en ciertas ciudades hace poco viable testar las condiciones exigibles a tales

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

modelos y que además ello lastrará a los resultados. La inspección previa de los diagramas de dispersión bivariada aconsejó circunscribir la exploración analítica a formulaciones de tipo lineal o, como mucho, cuadráticas.

En los resultados, y como era de esperar, aflora una correlación negativa entre los dos indicadores (tabla 4), aunque su significación varía, según los municipios, en función del tamaño de la muestra. La correlación más significativa entre ambos contaminantes se obtiene en Madrid, con un valor de la r Pearson de -0,68, significativo al nivel 0,01 (bilateral). En Sevilla el coeficiente de correlación es más alto (-0,76) y significativo por debajo del nivel 0,05. En Barcelona, la correlación alcanza -0,64, pero no es significativa, dado lo reducido de la muestra (solo 6 estaciones con datos compartidos) y la disposición tan heterocedástica de la nube de puntos.

El ajuste lineal traduce razonablemente la relación estadística entre ambos indicadores en Madrid (figura 4) y en Sevilla (figura 5), pero menos en Barcelona (figura 6). Examinando los resultados de algunos test habituales se apreció que, en Madrid, tanto para el modelo lineal, como para el cuadrático, el test F arroja una significación al nivel de 0,001, sin embargo, el test t en el modelo cuadrático y para el coeficiente cuadrático de X no era ya significativamente distinto de cero (nivel 0,167). En Sevilla el modelo lineal aparece también significativo, pero menos que en Madrid, pero ya no el cuadrático (y en él, ninguno de sus coeficientes, según la t). Finalmente, en Barcelona, se ratifica que ninguno de los modelos, ni sus coeficientes son significativos. A la luz de los casos mejor avalados, Madrid y Sevilla, se aprecia una débil apoyatura empírica para la curva polinómica cuadrática, probablemente por el escaso número de estaciones con datos. Se constata, en fin, que parece existir una dependencia funcional entre los niveles observados de concentración de ozono y de su precursor, el NO<sub>2</sub>, si bien la forma de esa relación no ha sido posible cimentarla sólidamente por la limitada representatividad espacial de la muestra; ello demandará estudios adicionales.

**Tabla 4. Coeficientes de correlación de Pearson y bondad de ajuste según modelo entre la media anual de NO<sub>2</sub> y el número de días de ozono superiores a 120 µg/m<sup>3</sup>**

| Ciudad    | N  | r     | Significación bilateral, p-valor | Bondad de ajuste según modelo (r <sup>2</sup> ) |            | Test F del modelo, nivel de significación |            |
|-----------|----|-------|----------------------------------|---|------------|---|------------|
|           |    |       |                                  | Lineal  | Cuadrático | Lineal                                    | Cuadrático |
| Madrid    | 22 | -0,68 | 0,001                            | 0,4581  | 0,5156     | 0,001                                     | 0,001      |
| Barcelona | 6  | -0,64 | 0,164                            | 0,4126  | 0,4220     | 0,169                                     | 0,439      |
| Sevilla   | 8  | -0,76 | 0,028                            | 0,5819  | 0,6237     | 0,028                                     | 0,087      |

Fte. Elaboración propia.

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

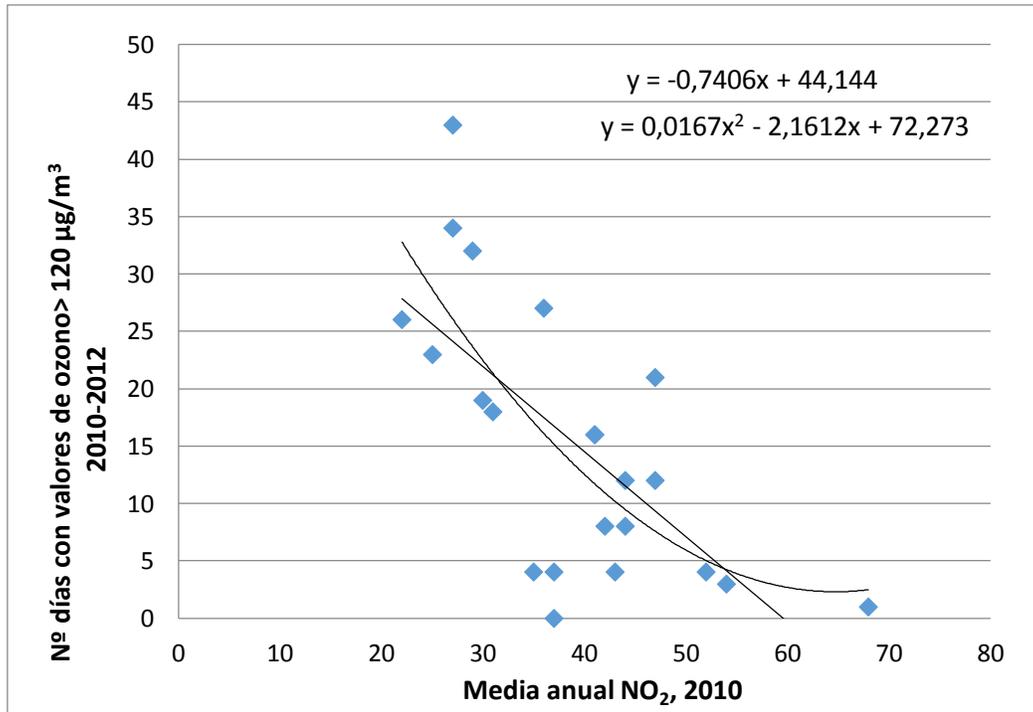


Figura 4. Diagrama de dispersión y ajuste de tendencia entre indicadores NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub> por estaciones en Madrid y su entorno (modelo lineal y cuadrático).

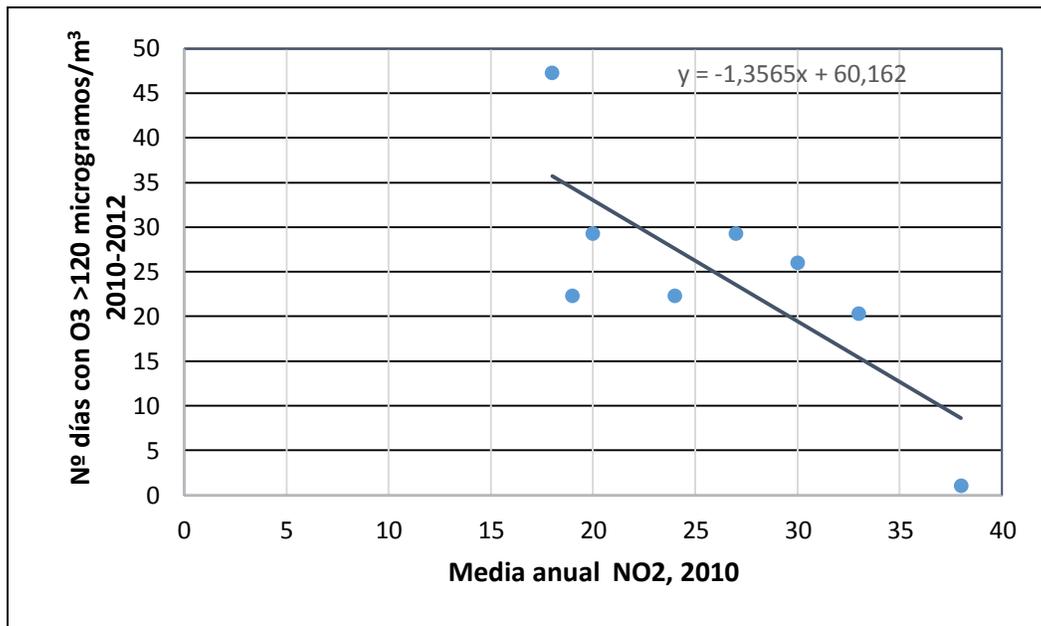


Figura 5. Diagrama de dispersión y ajuste de tendencia entre indicadores NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub> por estaciones en Sevilla y su entorno (modelo lineal).

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

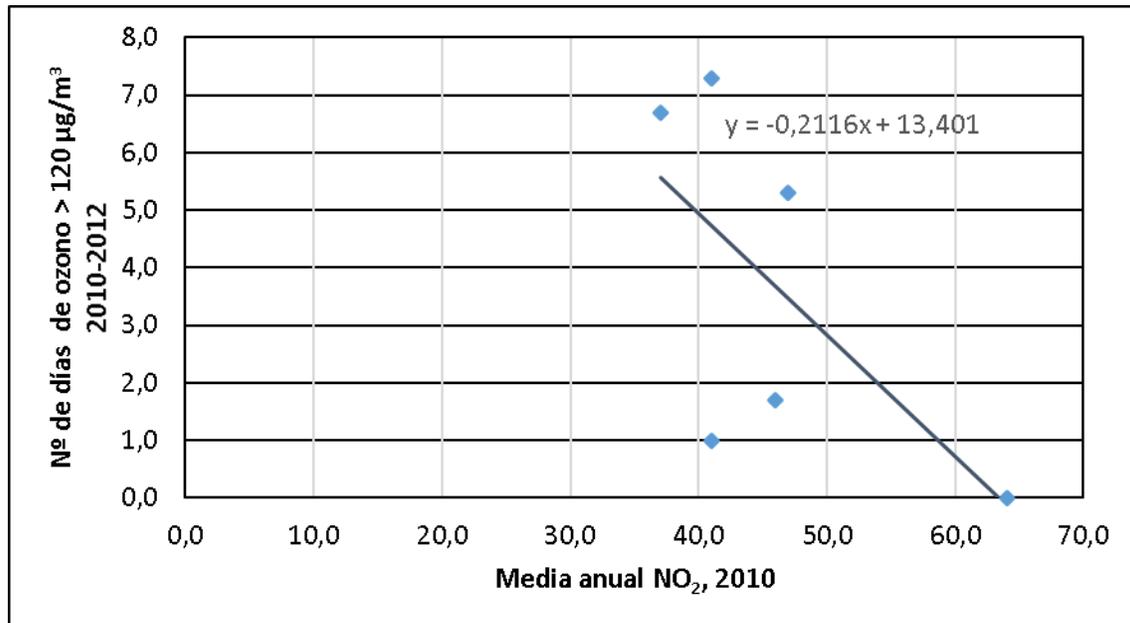


Figura 6. Diagrama de dispersión y ajuste de tendencia entre indicadores NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub> por estaciones en Barcelona y su entorno (modelo lineal).

#### 4.2. Características de los datos estimados de NO<sub>2</sub> y de O<sub>3</sub> y análisis de sus patrones espaciales

Como resultado del modelado de las dos variables con el método de interpolación, *media ponderada por el inverso de la distancia* (IDW), se han obtenido unos valores estimados para el AUP, cuyos resúmenes estadísticos se han recogido en la tabla 5. La media y el valor máximo estimados de O<sub>3</sub> en Madrid y Sevilla son menores que los valores observados (tabla 2), sobre todo en los máximos, donde el recorte es muy importante. En Barcelona apenas existe diferencia entre tales estadísticos. Sin embargo, se observa una gran coincidencia entre valores estimados y observados de NO<sub>2</sub> en Madrid, Barcelona y Sevilla.

Tabla 5. Estadísticos descriptivos de las estimaciones de NO<sub>2</sub> (2010) y del nº de días de ozono > 120 µg/m<sup>3</sup> (2010-2012) para el AUP de Madrid, Barcelona y Sevilla

| Estadísticos descriptivos | Madrid                          |                                | Barcelona                       |                                | Sevilla                         |                                |
|---------------------------|---------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|
|                           | Datos estimados NO <sub>2</sub> | Datos estimados O <sub>3</sub> | Datos estimados NO <sub>2</sub> | Datos estimados O <sub>3</sub> | Datos estimados NO <sub>2</sub> | Datos estimados O <sub>3</sub> |
| Media                     | 43,06                           | 13,15                          | 44,38                           | 3,09                           | 31,03                           | 23,80                          |
| Desviación típica         | 5,29                            | 5,67                           | 7,47                            | 2,83                           | 3,02                            | 3,80                           |
| Máximo                    | 67,97                           | 33,79                          | 64,00                           | 7,29                           | 38,00                           | 30,92                          |
| Mínimo                    | 22,00                           | 0,07                           | 30,00                           | 0                              | 24,00                           | 1,55                           |
| Amplitud                  | 45,97                           | 33,73                          | 34,00                           | 7,29                           | 14,00                           | 29,37                          |

Fte. Elaboración propia.

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por  $\text{NO}_2$  y  $\text{O}_3$ : estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

---

Pasando ahora a presentar los mapas de los contaminantes estimados con interpolación, los de dióxido de nitrógeno de Madrid y Barcelona, se han realizado con cinco intervalos, dos por debajo de 40, valor límite establecido por la ley y tres por encima. El patrón espacial de ambas ciudades denota que la mayor parte del espacio urbano está por encima del valor crítico de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (78,7 % en Madrid y 73,8 % en Barcelona) (figuras 7 y 8 izqda.). Cifras superiores a  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  aparecen en la parte central y meridional, formando áreas de notable extensión. Por su parte, los niveles admisibles se caracterizan por una localización eminentemente periférica, configurando áreas más o menos amplias. En el interior de la ciudad de Madrid las manchas de calidad aceptable se vinculan a espacios verdes (Parque del Retiro en el centro o Parque de la Casa de Campo, al oeste y representan el 21,30 %. En el caso de Barcelona se vinculan a la zona oeste y noroeste (Parque natural de la Sierra de Collserola), con un porcentaje del 26,9 %. De este sucinto panorama se desprende que, en general, Madrid y Barcelona soportaron en ese año una calidad atmosférica inadecuada por lo que a este contaminante se refiere, afectando a una amplia mayoría de residentes y visitantes. En Sevilla, por el contrario, no se supera el valor límite de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en toda el AUP (figura 9 izqda.). Se han establecido cinco intervalos en tonos verdes para indicar que en el año 2010 no hubo allí problemas de contaminación por dióxido de nitrógeno.

En lo relativo a los mapas estimados de ozono, los de Madrid y Sevilla están contruidos con seis intervalos, diferenciando uno por encima de 25 días, umbral establecido por la legislación, y cinco por debajo de ese límite. La mayor parte de la ciudad de Madrid muestra una buena calidad del aire, con cifras inferiores a 25 días en los que se superan los  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; solamente ciertos ámbitos del noroeste (Aravaca y El Pardo) y noreste (Barajas), el 2 % del AUP, presentarían problemas de incumplimiento de la legislación y además una atmósfera peligrosa para las personas, plantas y materiales (figura 7 dcha.). Sevilla revela una peor calidad del aire en cuanto a contaminación por ozono. El espacio por encima de 25 días supone el 57,8 % de la superficie del AUP, representado en color rojo sobre el mapa (figura 9 dcha.). Se confirma así lo que indicaban los datos directos de las estaciones, en áreas donde hay elevada concentración de  $\text{NO}_2$  existe un menor número de días con concentraciones elevadas de ozono. Por el contrario, en Barcelona en todo su espacio los niveles son admisibles, si bien las peores condiciones se producen lejos del centro, en espacios verdes y en la zona periférica del norte (figura 8 dcha.).

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por  $\text{NO}_2$  y  $\text{O}_3$ : estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

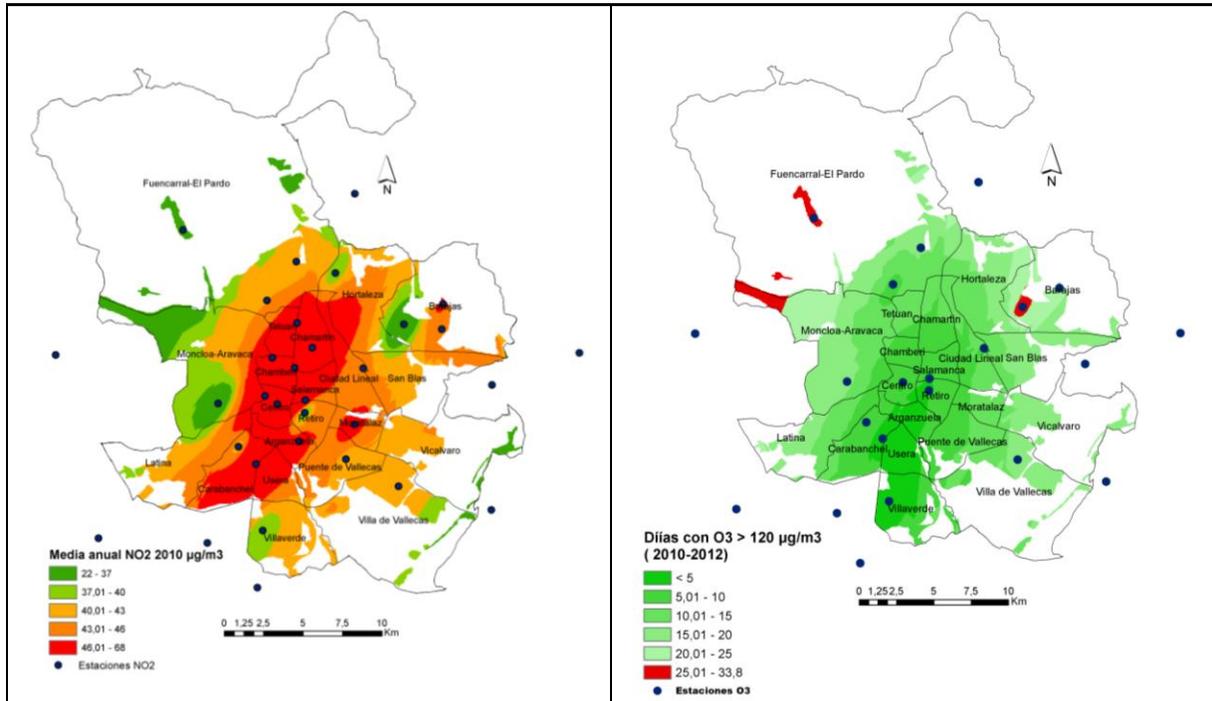


Figura 7. Patrones espaciales de  $\text{NO}_2$  (izqda.) y de  $\text{O}_3$  (dcha.) interpolados en Madrid (AUP).

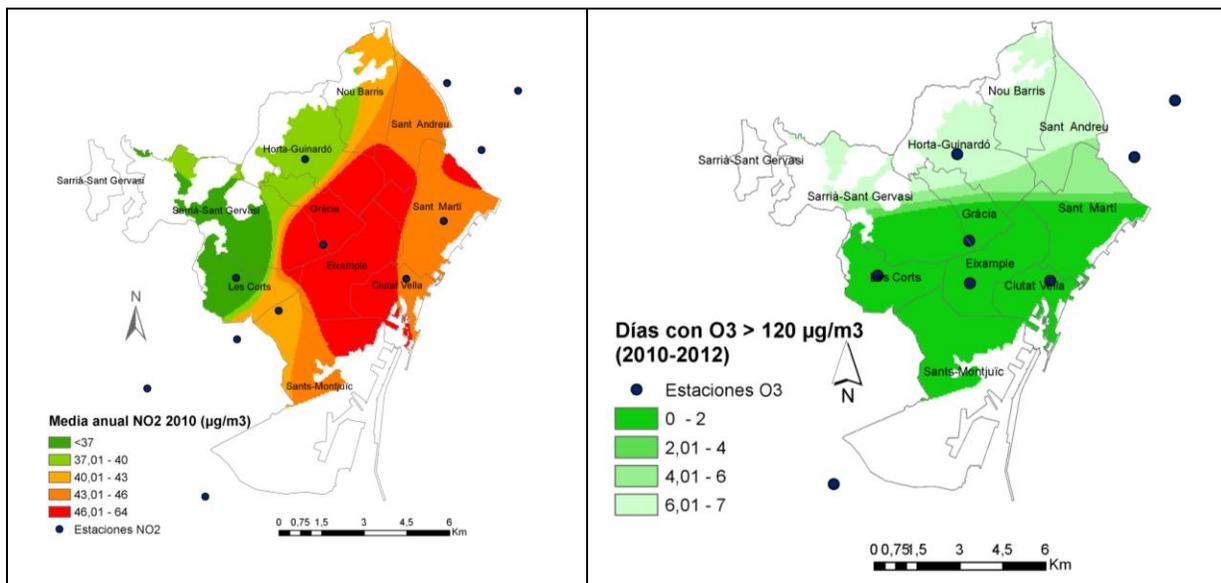
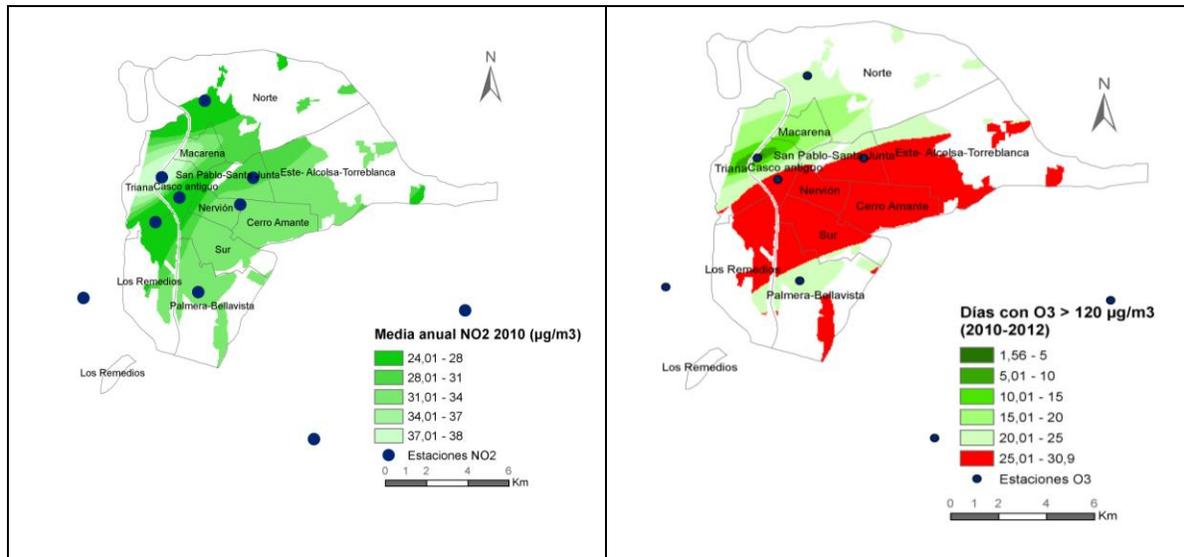


Figura 8. Patrones espaciales de  $\text{NO}_2$  (izqda.) y de  $\text{O}_3$  (dcha.) interpolados en Barcelona (AUP).

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>



**Figura 9. Patrones espaciales de NO<sub>2</sub> (izqda.) y de O<sub>3</sub> (dcha.) interpolados en Sevilla (AUP).**

#### 4.3. La relación estadística entre los patrones espaciales de O<sub>3</sub> y NO<sub>2</sub> estimados mediante interpolación

Considerando que los datos a analizar ahora son el producto de un experimento de estimación sujeto a no pocas incertidumbres se ha optado, además de usar la correlación lineal, por recurrir a otra vía también conveniente para detectar la relación entre los dos indicadores: la tabulación cruzada de los píxeles de las dos capas interpoladas, que se ha ejecutado mediante ArcGIS (ArcToolbox, *Tabulate area*), adoptando intervalos regulares, excepto para los extremos (dada la notable dispersión de datos en ellos y sus bajas frecuencias). En las tablas se ha preferido mostrar los porcentajes por filas, los cuales facilitan observar y comparar cómo se reparten los píxeles, i.e. el AUP, según los intervalos aplicados a ambos indicadores. En algún caso el eventual recurso a diagramas de barras ayudará a visualizar comparativamente tales distribuciones.

Para medir la relación estadística entre las dos capas de datos estimados de O<sub>3</sub> y NO<sub>2</sub> se han aplicado, además, diversas técnicas estadísticas tras su agrupación en intervalos en ciertos casos. En primer lugar, a la distribución conjunta de píxeles según intervalos de O<sub>3</sub> y NO<sub>2</sub> (tablas 6, 7 y 8) se les ha aplicado el test no paramétrico  $\chi^2$  y otros coeficientes de asociación con NCSS. La prueba  $\chi^2$  de una muestra es un test de independencia mediante el cual se trata de comprobar la hipótesis nula, H<sub>0</sub>, de que la distribución de los distintos niveles de NO<sub>2</sub> es independiente de la distribución de los distintos niveles de O<sub>3</sub>, o lo que es lo mismo, que las dos distribuciones de frecuencias no están relacionadas. La hipótesis alternativa, H<sub>1</sub>, supone aceptar lo contrario, es decir, que existe dependencia o relación entre ambas. Procede recordar que  $\chi^2$  es función del tamaño de la muestra, o sea del número de datos, n, en nuestro caso píxeles de 50 m; ello implica que al ser unidades artificiales se podría variar n, simplemente cambiando la resolución de los píxeles y así llegar a un resultado totalmente manipulado. Por tal razón conviene subrayar que los resultados se entienden condicionados y supeditados a esa decisión metodológica de la resolución mencionada.

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515 <http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

Adicionalmente se han obtenido los coeficientes C de contingencia y V de Cramer para variables nominales y el coeficiente Y de Goodman y Kruskal para variables ordinales. Y, en segundo lugar, con ArcGIS se ha obtenido la correlación lineal entre las dos capas raster interpoladas, es decir, sin agregación por intervalos. Con ese amplio abanico de técnicas se ha tratado de comprobar la relación espacial, aún a costa de operar en algunos casos bajo escalas métricas menos rigurosas como la ordinal y nominal.

#### 4.3.1. Madrid

La inspección de la tabla 6, correspondiente a Madrid, revela de nuevo una clara relación negativa intraurbana entre ambos contaminantes. En las filas superiores (con bajo NO<sub>2</sub>) el área urbana suele presentar altos porcentajes en las celdas de muchos días de alto ozono. Así, por ejemplo, en el intervalo con menor concentración de NO<sub>2</sub> ( $\leq 34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) el 42 % de los píxeles corresponden a más de 25 días de ozono con concentración superior a  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Por el contrario, en el intervalo de mayor concentración de NO<sub>2</sub> ( $> 52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) la categoría que alcanza mayor porcentaje (54,65 %) es la de menos de 5 días por encima del umbral. Las celdas resaltadas, por corresponder a divergencias positivas (porcentajes mucho más altos) respecto al conjunto de la ciudad (última fila), plasman de forma contundente la relación negativa entre los patrones espaciales de ambos contaminantes.

**Tabla 6. Distribución porcentual de los píxeles (0,25 ha) según el indicador estimado de O<sub>3</sub> (Nº de días  $>120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) por intervalos de NO<sub>2</sub> medio anual ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en Madrid**

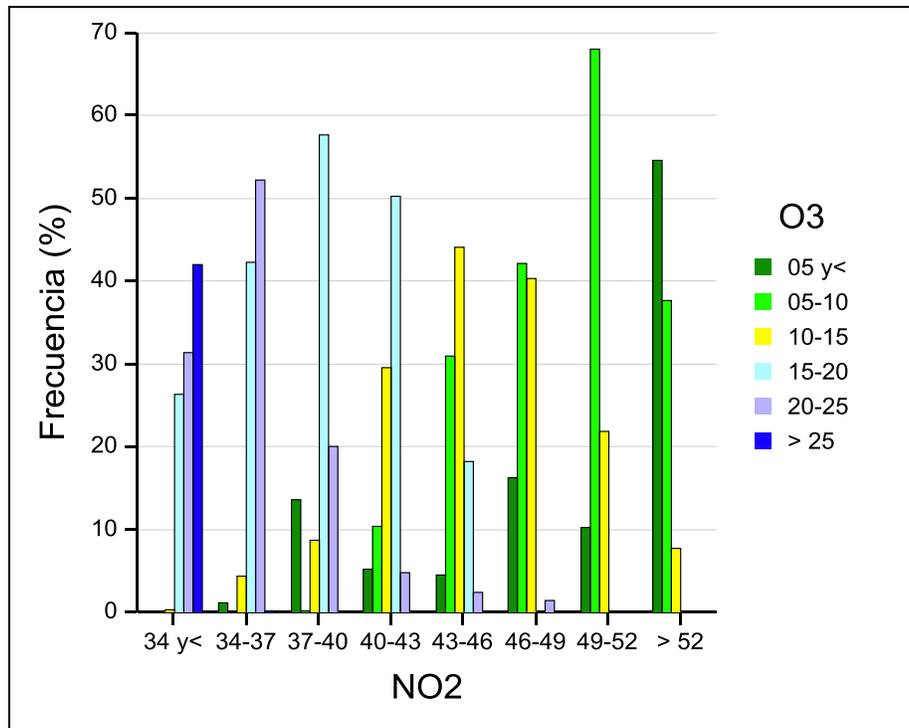
| NO <sub>2</sub><br>( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) | Nº de días $>120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de O <sub>3</sub> |              |              |              |             |             | Total |
|---|--|--------------|--------------|--------------|-------------|-------------|-------|
|   | $\leq 5$   | 5,01-10      | 10,01-15     | 15,01-20     | 20,01-25    | $> 25$      |       |
| $\leq 34$                                       | 0,00   | 0,00         | 0,25         | 26,32        | 31,37       | 42,06       | 100   |
| 34,01-37  | 1,08   | 0,00         | 4,28         | 42,31        | 52,22       | 0,12        | 100   |
| 37,01-40  | 13,57  | 0,19         | 8,65         | 57,63        | 19,96       | 0,00        | 100   |
| 40,01-43  | 5,13   | 10,39        | 29,57        | 50,20        | 4,72        | 0,00        | 100   |
| 43,01-46  | 4,45   | 30,91        | 44,12        | 18,18        | 2,34        | 0,00        | 100   |
| 46,01-49  | 16,18  | 42,09        | 40,38        | 0,00         | 1,35        | 0,00        | 100   |
| 49,01-52  | 10,21  | 68,01        | 21,78        | 0,00         | 0,00        | 0,00        | 100   |
| $> 52$  | 54,65  | 37,70        | 7,65         | 0,00         | 0,00        | 0,00        | 100   |
| <b>Total</b>                                    | <b>8,88</b>  | <b>23,10</b> | <b>27,62</b> | <b>29,93</b> | <b>8,30</b> | <b>2,18</b> | 100   |

Nota: se resaltan las celdas con diferencia positiva  $> 10$  puntos porcentuales respecto a los porcentajes en la ciudad (fila inferior). Fte. Elaboración propia.

La representación de esa tabla se refleja de manera muy expresiva en la figura 10, donde se visualiza el porcentaje de los valores de O<sub>3</sub> para cada intervalo de NO<sub>2</sub>. Se observa como el color azul intenso que traduce el porcentaje de píxeles por encima de 25 días superiores a  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  tiene

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

la máxima altura en el intervalo más bajo de NO<sub>2</sub>, y no está presente en los tres últimos intervalos superiores de NO<sub>2</sub>. A medida que nos desplazamos hacia la derecha del gráfico (aumentando la concentración de NO<sub>2</sub>) dejan de estar visibles las barras de tonos azules y toman el protagonismo los colores verdes, que traducen un menor número de días de ozono por encima del umbral establecido por la legislación.



**Figura 10. Distribución porcentual de los valores de O<sub>3</sub>, dentro de cada intervalo de NO<sub>2</sub>, en Madrid (datos interpolados).**

La comprobación de la hipótesis nula, H<sub>0</sub>, de que la distribución de los distintos niveles de NO<sub>2</sub> son independientes de la distribución de los distintos niveles de O<sub>3</sub>, o lo que es lo mismo, que las dos distribuciones de frecuencias no están relacionadas, mediante la prueba  $\chi^2$ , ha puesto en evidencia una relación estadísticamente significativa (tabla 7); ello permite rechazar la hipótesis de nula relación, por obtenerse un p-valor ínfimo. Esta asociación queda corroborada por unos valores medio-altos de los coeficientes V y C para variables nominales. Según el coeficiente Y, apto para variables ordinales, aflora una notable asociación negativa entre ambos fenómenos. Finalmente, la correlación lineal arroja un coeficiente de -0,71, valor un poco superior al obtenido con los datos registrados en las estaciones. Se confirma así la consistencia de la relación obtenida con los datos registrados en la muestra espacial de los observatorios y con los derivados de los patrones estimados.

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

**Tabla 7. Coeficientes de asociación estadística para la tabla de píxeles según intervalos de O<sub>3</sub> y NO<sub>2</sub> en Madrid**

| Test                 | Tipo    | Valor        | Grados libertad | Valor de p | Rechazo de H <sub>0</sub><br>α=0,05 |
|----------------------|---------|--------------|-----------------|------------|-------------------------------------|
| Pearson Chi-cuadrado | 2 colas | 118.675,4015 | 35              | 0,000      | Sí                                  |
| V de Cramer          |         | 0,4681       |                 |            |                                     |
| Coeficiente C        |         | 0,7230       |                 |            |                                     |
| Υ                    |         | -0,6980      |                 |            |                                     |

Fte. Elaboración propia.

#### 4.3.2. Barcelona

Los resultados relativos a Barcelona arrojan un mensaje parcialmente coincidente con el anterior, pero también algo distinto (tabla 8). En efecto, a primera vista llama la atención que en la primera fila, el grueso del área se concentre en la celda de la primera columna. Este hecho, que parece contradecir la hipótesis principal de nuestro trabajo no debe sobrevalorarse, ya que el ámbito concernido (la parte W de la ciudad) no llega al 7 % de una metrópoli donde los niveles críticos de ozono, según el criterio adoptado aquí, son superados muy pocas veces al año. En el resto de la tabla la relación negativa entre ambos indicadores de polución se perfila también, aunque con menos fuerza que en Madrid, como se constata en la distribución de las celdas resaltadas en la tabla que van desde el ángulo inferior izdo. al superior derecho. Conviene recordar que, en el caso barcelonés, la información disponible para el análisis (las estaciones) ha sido claramente insuficiente, en tanto que muestra espacial, para lograr una interpolación espacial confiable.

**Tabla 8. Distribución porcentual de los píxeles (0,25 ha) según el indicador estimado de O<sub>3</sub> (nº de días >120 µg/m<sup>3</sup>) por intervalos de NO<sub>2</sub> medio anual (µg/m<sup>3</sup>) en Barcelona**

| NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) | Nº de días >120 µg/m <sup>3</sup> de O <sub>3</sub> |             |              |              | Total |
|--------------------------------------|---|-------------|--------------|--------------|-------|
|                                      | ≤ 2   | 2,01-4      | 4,01-6       | > 6          |       |
| ≤ 34                                 | 90,50   | 6,07        | 3,43         | 0,00         | 100   |
| 34,01-37                             | 23,70   | 4,39        | 7,26         | 64,64        | 100   |
| 37,01-40                             | 8,37  | 1,15        | 3,21         | 87,28        | 100   |
| 40,01-43                             | 51,44   | 1,04        | 2,21         | 45,30        | 100   |
| 43,01-46                             | 57,60   | 1,82        | 10,51        | 30,06        | 100   |
| 46,01-49                             | 73,42   | 2,39        | 16,96        | 7,23         | 100   |
| 49,01-52                             | 62,13   | 3,47        | 27,81        | 6,59         | 100   |
| 52,01-55                             | 62,99   | 4,64        | 32,37        | 0,00         | 100   |
| > 55                                 | 82,25   | 6,51        | 11,24        | 0,00         | 100   |
| <b>Total</b>                         | <b>56,33</b>  | <b>2,80</b> | <b>10,31</b> | <b>30,56</b> | 100   |

Nota: se resaltan las celdas con diferencia positiva > 10 puntos porcentuales respecto a los porcentajes en la ciudad (fila inferior). Fte. Elaboración propia.

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515 http://dx.doi.org/10.21138/GF.499

La prueba  $\chi^2$  arroja también una relación estadísticamente significativa (tabla 9), debiendo rechazarse la hipótesis de nula relación; nótese que el p-valor es ínfimo. La asociación medida mediante los coeficientes V y C para variables nominales resulta en valores medio-bajos y el coeficiente Y desvela también una asociación negativa entre ambos fenómenos. La correlación lineal entre las dos capas raster alcanza un coeficiente de solo -0,31. Se constata de forma consistente que en este caso los coeficientes tienen el mismo sentido, y por tanto interpretación, que en la ciudad de Madrid, aunque sus valores absolutos, indicativos de la intensidad de la relación hipotizada, decaen notoriamente. La razón esgrimida antes, alusiva a la exigüidad de los datos muestrales, es la que plausiblemente late bajo estos resultados menos sólidos.

**Tabla 9. Coeficientes de asociación estadística para la tabla de píxeles según intervalos de O<sub>3</sub> y NO<sub>2</sub> en Barcelona**

| Test                 | Tipo    | Valor       | Grados libertad | Valor de p | Rechazo de H <sub>0</sub><br>$\alpha=0,05$ |
|----------------------|---------|-------------|-----------------|------------|--|
| Pearson Chi-cuadrado | 2 colas | 12.333,9413 | 24              | 0,000      | Sí   |
| V de Cramer          |         | 0,3830      |                 |            |  |
| Coficiente C         |         | 0,5528      |                 |            |  |
| Y                    |         | -0,3798     |                 |            |  |

Fte. Elaboración propia.

#### 4.3.3. Sevilla

En el caso de Sevilla la distribución de los valores en la tabla 10 tampoco resulta tan claramente acorde con la hipótesis testada aquí, como lo es en Madrid. Ciertamente los casi nulos porcentajes de las celdas de la parte superior izquierda de la tabla avalarían la hipótesis, que se ve también apoyada por los altos valores de las celdas de la parte superior derecha, y algo además por la ubicación de las celdas resaltadas. De nuevo habría que argüir la exigua muestra espacial disponible como lastre que debilita el rigor y representatividad de las capas interpoladas.

**Tabla 10. Distribución porcentual de los píxeles (0,25 ha) según el indicador estimado de O<sub>3</sub> (nº de días >120 µg/m<sup>3</sup>) por intervalos de NO<sub>2</sub> medio anual (µg/m<sup>3</sup>) en Sevilla**

| NO <sub>2</sub><br>(µg/m <sup>3</sup> ) | Nº de días >120 µg/m <sup>3</sup> de O <sub>3</sub> |             |             |              |              |              | Total |
|---|---|-------------|-------------|--------------|--------------|--------------|-------|
|   | ≤ 5   | 5,01-10     | 10,01-15    | 15,01-20     | 20,01-25     | > 25         |       |
| ≤ 28                                    | 0,00  | 0,00        | 0,00        | 2,09         | 47,85        | 50,06        | 100   |
| 28,01-31                                | 0,00  | 0,00        | 0,00        | 23,09        | 42,00        | 34,91        | 100   |
| 31,01-34                                | 0,00  | 0,00        | 0,26        | 5,16         | 16,41        | 78,17        | 100   |
| > 34                                    | 1,13  | 10,42       | 36,72       | 49,10        | 2,63         | 0,00         | 100   |
| <b>Total</b>                            | <b>0,08</b>   | <b>0,74</b> | <b>2,74</b> | <b>11,63</b> | <b>27,05</b> | <b>57,76</b> | 100   |

Nota: se resaltan las celdas con diferencia positiva > 10 puntos porcentuales respecto a los porcentajes en la ciudad (fila inferior). Fte. Elaboración propia.

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515 http://dx.doi.org/10.21138/GF.499

La prueba  $\chi^2$  arroja de nuevo una relación estadísticamente significativa (tabla 11) debiendo rechazarse la hipótesis nula y aceptarse que hay relación; el p-valor continúa siendo ínfimo. La asociación medida con los coeficientes V y C para variables nominales ofrece valores medios, pero el coeficiente Y logra un nivel despreciable y ni siquiera detecta asociación negativa entre ambos fenómenos. La correlación lineal entre las dos capas raster sí que consigue un coeficiente negativo, aunque de solo -0,23. De forma sintética y general cabe constatar que en Sevilla se desvela también una relación entre los patrones de ambos contaminantes y que la tendencia parece consistente con los hallazgos en las otras dos ciudades, aunque la intensidad de la relación, a tenor de los coeficientes, es más baja. Como hemos aducido con anterioridad, los problemas de escasez de datos, pueden ser la causa de ello.

**Tabla 11. Coeficientes de asociación estadística para la tabla de píxeles según intervalos de O<sub>3</sub> y NO<sub>2</sub> en Sevilla**

| Test                 | Tipo    | Valor       | Grados libertad | Valor de p | Rechazo de H <sub>0</sub><br>$\alpha=0,05$ |
|----------------------|---------|-------------|-----------------|------------|--|
| Pearson Chi-cuadrado | 2 colas | 20.776,6104 | 15              | 0,000      | Sí   |
| V de Cramer          |         | 0,5031      |                 |            |  |
| Coefficiente C       |         | 0,6570      |                 |            |  |
| Y                    |         | 0,0180      |                 |            |  |

Fte. Elaboración propia.

## 5. Discusión

Nuestro estudio ha pretendido mostrar la relación inversa entre dos contaminantes que ocasionan graves daños en la salud de la población, el dióxido de nitrógeno y el ozono, resultado de un compendio de reacciones, denominado ciclo de los óxidos de nitrógeno. El ámbito espacial elegido han sido las ciudades de Madrid, Barcelona y Sevilla y los datos para el estudio proceden de las estaciones de la red de calidad del aire, que es uno de los principales problemas con el que nos hemos encontrado, dado el escaso número de las mismas, sobre todo en Barcelona y Sevilla. Para paliar esta falta de información algunos investigadores recurren a muestreos más amplios realizados con analizadores portátiles automáticos (Moral *et al.*, 2014; Song *et al.*, 2011, Lin *et al.*, 2016, Martín *et al.*, 2010) ya que está demostrado que cuanto más densa sea la red de datos, más exactas serán las interpolaciones espaciales. Este constituye uno de los claros frentes de mejora en el monitoreo de la calidad del aire en las ciudades españolas.

Entre la gran variedad de modelos existentes (proximidad del sujeto a las fuentes de emisión, modelos de regresión basados en los usos del suelo, modelos de dispersión, modelos de emisión más modelos meteorológicos, etc.) para evaluar la calidad del aire en la ciudad (Jerrett *et al.*, 2005), se han elegido técnicas de interpolación espacial, en concreto el kriging ordinario y el IDW. El empleo de estos métodos está avalado por numerosos estudios, ya comentados en el apartado estado de la cuestión (e.g. Jerrett *et al.*, 2005, Cañada *et al.*, 2014, Moral *et al.*, 2010, Albizuri-Churrua, 2016), en los que se aplican a diferentes contaminantes y en varias ciudades de Norteamérica, Europa y España.

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

En cuanto a los resultados obtenidos con los datos observados se demuestra la correlación negativa entre el O<sub>3</sub> y el NO<sub>2</sub> en las tres ciudades españolas, con correlaciones más significativas en Madrid y menos en Sevilla y Barcelona, por la escasez de datos ya comentada. Nuestros resultados son consistentes con los obtenidos por otros autores en otras ciudades españolas, y a los cuales ya se ha hecho referencia en la sección estado de la cuestión (Domínguez-López *et al.*, 2014; Felipe-Sotelo *et al.*, 2006). Song *et al.* (2011) detectaron correlaciones negativas entre O<sub>3</sub> y NO<sub>x</sub> durante la primavera en estaciones próximas a las autovías de la costa este de Estados Unidos, con una r<sup>2</sup> de 0,576 por el día y de 0,605 por la noche, ajustando los datos con un modelo exponencial. Lin *et al.* (2016) han revelado una alta correlación negativa en la distribución espacial del NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub> en la ciudad de Edimburgo, con cifras que oscilaron entre -0,62 y -0,81 y una p<10<sup>-6</sup>, la relación persistió en toda la red de estaciones utilizadas y para diferentes periodos temporales. Martin *et al.* (2010) resaltaron la correspondencia de altos valores de O<sub>3</sub> con valores bajos de NO<sub>2</sub> en la distribución espacial de ambos contaminantes en Ciudad Real.

Con los datos estimados la alta correlación negativa entre ambos indicadores sigue produciéndose, mucho más significativa en Madrid y en menor medida en Sevilla y Barcelona, dado el reducido número de estaciones utilizadas en el proceso de interpolación. Semejante correlación negativa, con una cifra de -0,71, han obtenido Jerrett *et al.* (2013) al poner en relación los datos estimados de PM<sub>2.5</sub> y de NO<sub>2</sub>, obtenidos aplicando modelos de regresión basados en usos del suelo, con los datos estimados de O<sub>3</sub>, empleando en este caso la técnica de interpolación *inverse distance weighting*.

La utilización del análisis geoestadístico junto con los Sistemas de Información Geográfica han permitido profundizar y analizar la distribución espacial continua de dos indicadores de contaminación del aire, así como detectar espacios de riesgo para la población.

## 6. Conclusiones

El dióxido de nitrógeno y el ozono son dos contaminantes que, al degradar la atmósfera, causan problemas desiguales en ciudades como Madrid, Barcelona o Sevilla, por sus efectos en la salud de las personas y en el medio ambiente y porque suelen superar los límites de protección establecidos por la legislación.

En este artículo se ha abordado la cuestión de confrontar dos indicadores muy significativos de polución del aire urbano, cuya relación inversa aparece sustentada en la bibliografía. Desde una perspectiva geográfico-ambiental se ha examinado el asunto adoptando una metodología de análisis estadístico-espacial apoyada en SIG aplicada a dos tipos de datos: la muestra de las estaciones de registro de la calidad del aire y las estimaciones para toda el área urbana (AUP) obtenidas con interpolación espacial.

Desde el punto de vista metodológico, el conjunto de técnicas cuantitativas, gráficas y cartográficas aplicadas mediante SIG y software estadístico se ha mostrado efectivo a la hora de desvelar los rasgos estadísticos, el patrón espacial y la relación entre los dos indicadores seleccionados. Los test estadísticos y los coeficientes de asociación y correlación aplicados han ayudado a clarificar cómo se plasma esa relación en el ambiente urbano. Las disonancias que en

Cañada, R., Moreno, A. (2017): "El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG", *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

algunos casos han aflorado (e.g. en Barcelona o Sevilla), en ciertos ajustes de modelos bivariados o correlaciones, hay razones para pensar que obedecen sobre todo a la exigüidad de la muestra y, por ende, a una limitada representatividad espacial. En la ciudad de Madrid, con una muestra mayor, los resultados son claramente consistentes con lo previsto en la tradición de estudios sobre el tema.

Empíricamente se ha mostrado que el ozono y el NO<sub>2</sub> presentan patrones espaciales bastante contrapuestos y que las tres ciudades analizadas no superan en idéntica cuantía los límites normativos. Se ha constatado además que entre ambos indicadores existe una dependencia espacial tanto en los datos observados, como en los datos estimados. La correlación entre los datos medidos en las estaciones de contaminación es alta, negativa (-0,7 y significativa p=0.001) en Madrid y en Sevilla (-0,8 y significativa p=0,03). En Barcelona también presenta una correlación negativa pero no es significativa como consecuencia de la escasez de la muestra. También queda constancia de la alta asociación negativa entre los datos estimados de ambos contaminantes, como demuestra el coeficiente de Pearson en Madrid (-0,71), así como los valores de los coeficientes Y, V y C, y que también respalda el test de la  $\chi^2$ .

Sus patrones espaciales se muestran claramente opuestos en la ciudad de Madrid, Sevilla y Barcelona. Mientras que los valores más altos de NO<sub>2</sub> se concentran en las áreas de mayor tráfico, ejes norte-sur en la ciudad de Madrid, o las grandes arterias de la ciudad de Barcelona, es ahí donde se dan los valores más bajos de O<sub>3</sub> y viceversa, en zonas suburbanas y rurales, donde el ozono alcanza sus cifras más elevadas, el dióxido de nitrógeno presenta una concentración atmosférica más baja.

Todo ello corrobora y sería explicado por las reacciones fotoquímicas entre los precursores del ozono, la radiación solar y los compuestos orgánicos volátiles: la disociación del dióxido de nitrógeno en presencia de alta radiación solar, libera el oxígeno atómico que después se combina con el oxígeno diatómico o molecular para formar ozono (O<sub>3</sub>). La reacción continúa cuando en una atmósfera muy contaminada los óxidos de nitrógeno destruyen el ozono para formar dióxido de nitrógeno y oxígeno molecular.

En resumen, los hallazgos alcanzados aquí aportan, por un lado, un aval a las estimaciones de ambos contaminantes que para el conjunto del espacio urbano conviene realizar en los diagnósticos ambientales y, por otro, vislumbrar posibilidades de intervención sobre ciertos componentes de la calidad del aire urbano cuyo nivel de concentración condiciona los de otros. Los agentes y decisores urbanos habrán de tener en cuenta esas desigualdades en calidad y esos síndromes de contaminación dentro de la ciudad a la hora de formular políticas para un ambiente más saludable.

## Agradecimientos

Este trabajo se ha elaborado en el marco de los proyectos de investigación "Polución del aire, poblaciones vulnerables y salud: análisis de injusticias ambientales basados en geotecnologías", CSO2014-55535-R y "Contaminación atmosférica urbana y justicia ambiental: metodología de evaluación y estudio de casos con sistemas de información geográfica", CSO2011-26177, financiados por el Ministerio de Economía y Competitividad de España.

Cañada, R., Moreno, A. (2017): “El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG”, *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

---

Así mismo, los autores agradecen las sugerencias críticas de los evaluadores anónimos, que ha ayudado a mejorar este trabajo.

## Referencias bibliográficas

Adame, J.A., Bolívar, J.P., de la Morena, B. (2010): “Surface ozone measurements in the Southwest of the Iberian Peninsula (Huelva, Spain)”, *Environmental Science and Pollution Research*, 17, 355-368.

Albizuri-Churrua, A. (2016): “Calidad del aire en Euskadi: mapas de NO<sub>2</sub> y exposición de la población”, en Galacho Jiménez, F. B., Vías Martínez, J. y Reyes Corredera, S. (Eds.): *Aplicaciones geotecnológicas para el desarrollo económico sostenible, XVII Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica*. Málaga, Grupo de Tecnologías de la Información Geográfica de la Asociación de Geógrafos Españoles (AGE) y Departamento de Geografía, European Topic Centre (ETC) y Facultad de Turismo de la Universidad de Málaga, 8-17.

Cañada Torrecilla, M.R. (2012): “Cambios espaciales y temporales en la contaminación por dióxido de nitrógeno en el municipio de Madrid (2001-2011)”, *Nimbus*, 29-30, 127-144.

Cañada Torrecilla, M.R. y Moreno Jiménez, A. (2015): “La contraposición en la distribución espacial de dos contaminantes en el aire urbano de Madrid: un análisis basado en geotecnologías”, en De la Riva, J. et al. (Eds.): *Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación*, Universidad de Zaragoza-AGE, 551-560.

Cañada Torrecilla, M. R., Moreno Jiménez, A. y González Lorenzo, H. (2014a): “Modelado de la calidad del aire urbano. Un experimento metodológico con técnicas de interpolación espacial”, *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 65, 317-342.

Cañada Torrecilla, R., Vidal Domínguez, M. J. y Moreno Jiménez, A. (2011): “Interpolación espacial y visualización cartográfica para el análisis de la justicia ambiental: ensayo metodológico sobre la contaminación por partículas atmosféricas en Madrid”, *GeoFocus (Artículos)*, 11, 118-154.

Cañada Torrecilla, R., Moreno Jiménez, A. Martínez Suárez, P. y Vidal Domínguez, M.J. (2014b): “La ciudad como espacio de riesgo ambiental: estimación de la contaminación del aire y de la población expuesta en metrópolis españolas”, *III Congreso Internacional de Riscos*, 483-487.

Carvalho, A., Monteiro, A., Ribeiro, I., Tchepel, O., Miranda, A.I., Borrego, C., Saavedra, C.S., Souto, J.A. y Casares, J.J. (2010): “High ozone levels in the Northeast of Portugal: Analysis and characterization”, *Atmospheric Environment*, 44, 1020-1031.

Clapp, L.J. y Jenkin, M.E. (2001): “Analysis of the relationship between ambient levels of O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> and NO as a function of NO<sub>x</sub> in the UK”, *Atmospheric Environment*, 35, 6391-6405.

Díaz, J. y Linares, C. (2005): *Salud ambiental y calidad de vida urbana. Educación para el desarrollo sostenible*. Ayuntamiento de Madrid, Dirección General de sostenibilidad y Agenda 21, 114 p.

Cañada, R., Moreno, A. (2017): “El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG”, *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

---

Dingenen, R., Dentener, F.J., Raes, F., Krol, M.C., Emberson, L., Cofala, J. (2009): “The global impact of ozone on agricultural crop yields under current and future air quality legislation”, *Atmos. Environ.*, 43, 604-618.

Domínguez-López, D., Adame, J.A., Hernández-Ceballos, M.A., Vaca, F., De la Morena, B.A., Bolívar, J.P. (2014): “Spatial and temporal variation of surface ozone, NO and NO<sub>2</sub> at urban, suburban, rural and industrial sites in the southwest of the Iberian Peninsula”, *Environ. Monit. Assess.*, 186, 5337-5351.

EEA (2014): *Air quality in Europe - 2014 report*. Luxembourg, Publications Office of the European Union.

EEA (2015): *Air quality in Europe - 2015 report*. Luxembourg, Publications Office of the European Union.

Felipe-Sotelo, M., Gustems, L., Hernández, I., Terrado, M., Tauler, R. (2006): “Investigation of geographical and temporal distribution of tropospheric ozone in Catalonia (North-East Spain) during the period 2000-2004 using multivariate data analysis methods”, *Atmos. Environ.*, 40, 7421-7436.

Felzer, B.S., Cronin, T., Reilly, J.M., Melillo, J.M., Wang, X. (2007): “Impacts of ozone on trees and crops”, *C.R. Geosci.*, 339, 784-798.

Fishman, J., Creilson, J.K., Parker, P.A., Ainsworth, E.A., Vining, G.G., Szarka, J., Booker, F.L., Xu, X. (2010): “An investigation of widespread ozone damage to the soybean crop in the upper Midwest determined from groundbased and satellite measurements”, *Atmos. Environ.*, 44, 2248-2256.

Gerasopoulos E., Kouvarakis, G., Vrekoussis, M., Donoussis, C., Mihalopoulos, N., Maria Kanakidou, M. (2006): “Photochemical ozone production in the Eastern Mediterranean”, *Atmos. Environ.*, 40, 3057-3069.

Gottardini, E., Cristofori, A., Cristofolini, F., Ferretti, M. (2010): “Variability of ozone concentration in a montane environment, northern Italy”, *Atmos. Environ.*, 44, 147-152.

Jerrett, M., Arain, A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Potoglou, D., Sahuvaroglud, D., Amorrison, J. and Giovis, Ch. (2005): “A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models”, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 15, 185-204.

Lin, Ch., Feng, X. y Heal, M.R. (2016): “Temporal persistence of intra-urban spatial contrasts in ambient NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> and Ox in Edinburgh, UK”, *Atmospheric Pollution Research*, 7, 734-774.

Lin, X. Tainer, M. y Liu, S.C. (1988): “On the non-linearity of the tropospheric ozone production”, *Journal of Geophysical Research*, 93, 15879-15888.

Liu, Z. y Sen Roy, S. (2014): “Spatial patterns of seasonal level diurnal variations of ozone and respirable suspended particulates in Hong Kong”, *The Professional Geographer*, 67 (1), 17-27.

Loibl, W., Bolhar-Nordenkampf, H.R., Herman, F., Smidt, S. (2004): “Modelling critical levels of ozone for the forested area of Austria. Modifications of the AOT40 concept”, *Env. Sci. Pollut. Res.*, 11 (3), 171-180.

Cañada, R., Moreno, A. (2017): “El contraste intraurbano de la contaminación del aire por NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>: estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG”, *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

---

Martin, P., Cabanas, B., Villanueva, F., Gallego, M.P., Colmenar, I., Salgado, S. (2010): “Ozone and nitrogen dioxide levels monitored in an urban area (Ciudad Real) in central-southern Spain”, *Water Air Soil Pollut.*, 208, 305-316.

Moral, F.J., Valiente, P. F. y López, F. (2010): “Geostatistical analysis and mapping of ground level ozone in a medium sized urban area”, *International Scholarly and Scientific Research & Innovation*, 4(1), 46-57.

Moral, F.J., Rebollo, F.J. y Mendez, F. (2014): “Using an objective model to estimate overall ozone levels at different urban locations”, *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 28, 455-465.

Moreno Jiménez, A. (2013): “Población y polución atmosférica intraurbana por dióxido de nitrógeno en Madrid: análisis desde la justicia ambiental basado en sistemas de información geográfica”, *Cuadernos Geográficos de la Universidad de Granada*, 52, 1, 84-107.

Moreno-Jiménez, A., Cañada-Torrecilla, R., Vidal-Domínguez, M.J., Palacios-García, A. y Martínez-Suárez, P. (2016): “Assessing environmental justice through potential exposure to air pollution: A socio-spatial analysis in Madrid and Barcelona, Spain”, *Geoforum*, 69, 117-131.

Notario, A., Díaz de Mera, Y., Aranda, A., Adame, J.A., Parra, A., Romero, E., Parra, J. y Muñoz, F. (2012a): “Surface ozone comparison conducted in two rural areas in central-southern Spain”, *Environmental Science and Pollution Research*, 19 (1), 186-200.

Notario, A., Bravo, I., Adame, J.A., Díaz de Mera, Y., Aranda, A., Rodríguez, A. y Rodríguez, D. (2012b): “Analysis of NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub> and oxidant (OX= O<sub>3</sub> + NO<sub>2</sub>) levels measured in a metropolitan area in the southwest of Iberian Peninsula”, *Atmospheric Research*, 104, 217-226.

Palacios, M., Kirchner, F., Martilli, A., Clappier, A., Martín, F., Rodríguez, S. (2002): “Summer ozone episodes in the Greater Madrid area. Analyzing the ozone response to abatement strategies by modelling”, *Atmos. Environ.*, 36, 5323–5333.

Saini, R., Satsangi, G.S. y Taneja, A. (2008): “Concentrations of surface O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> and CO during winter seasons at a semi-arid region-Agra, India”. *Indian Journal of Radio & Space Physics*, 37, 121-130.

Sánchez, M.L., de Torre, B., García, M.A., Pérez, I. (2007): “Ground-level ozone and ozone vertical profile measurements close to the foothills of the Guadarrama mountain range (Spain)”, *Atmos. Environ.*, 41, 1302-1314.

Scholz, W. y Rabl, P. (2006): “Unexpectedly low decrease of NO<sub>2</sub> air pollution – Correlation with ozone concentration and altered exhaust emissions”, 2<sup>nd</sup> conf. *Environment & Transport Proceedings*, 107 (2), 264-269.

Solberg, S., Hov, Ø., Søvde, A., Isaksen, I.S.A., Coddeville, P., De Backer, H., Forster, C., Orsolini, Y., Uhse, K. (2008): “European surface ozone in the extreme summer 2003”, *J. Geophys. Res.*, 113, D07307.

Song, F., Shin, Y., Jusino-Atresino, R. y Gao, Y. (2011): “Relationships among the springtime ground-level NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub> and NO<sub>3</sub> in the vicinity of highways in the US East Coast”, *Atmospheric Pollution Research*, 2, 374-383.

Cañada, R., Moreno, A. (2017): “El contraste intraurbano de la contaminación del aire por  $NO_2$  y  $O_3$ : estudio en grandes ciudades españolas con datos observados e interpolados con SIG”, *GeoFocus (Sección)*, nº 19, p. 27-53. ISSN: 1578-515  
<http://dx.doi.org/10.21138/GF.499>

---

Van Zelm, R., Huijbregts, M.A.J., Den Hollander, H.A., Van Jaarsveld, H.A., Sauter, F.J., Struijs, J., Van Wijnen, H.J., Van de Meent, D. (2008): “European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment”, *Atmospheric Environment*, 42, 441-453.

Vukovich, F.M., Sherwell, J. (2003): “An examination of the relationship between certain meteorological parameters and surface ozone variations in the Baltimore–Washington corridor”, *Atmos. Environ.*, 37, 971-981.

Wu, C.F., Li, Y.R., Kuo, I.C., Hsu, S.C., Lin, Y.L., Su, T.C. (2012): “Investigating the association of cardiovascular effects with personal exposure to particle components and sources”, *Sci. Total Environ.*, 431, 176-182.

