

Original

Variación espacial de la exposición a contaminación atmosférica en la ciudad de Valencia y su relación con un índice de privación

Marisa Estarlich^{a,b,*}, Carmen Iñiguez^{a,b,c}, Ana Esplugues^{a,b,c}, Enrique Mantilla^d, Òscar Zurriaga^{a,b,e}, Andreu Nolasco^f y Ferran Ballester^{a,b,c}

^a CIBER de Epidemiología y Salud Pública (CIBERESP), España

^b Centro Superior de Investigación en Salud Pública (CSISP), Generalitat Valenciana, Valencia, España

^c Departament d'Infermeria, Universitat de València, Valencia, España

^d Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), Valencia, España

^e Dirección General de Investigación y Salud Pública, Conselleria de Sanitat, Generalitat Valenciana, Valencia, España

^f Unidad de Investigación en Análisis de la Mortalidad y Estadísticas Sanitarias, Universidad de Alicante, Sant Vicent del Raspeig, Alicante, España

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historia del artículo:

Recibido el 27 de diciembre de 2011

Aceptado el 23 de mayo de 2012

On-line el 9 de julio de 2012

Palabras clave:

Contaminación atmosférica
Dióxido de nitrógeno
Exposición poblacional
Índice de privación

Keywords:

Air pollution
Nitrogen dioxide
Population exposure
Deprivation index

R E S U M E N

Objetivo: Evaluar la variación espacial de la exposición a dióxido de nitrógeno (NO₂) en la ciudad de Valencia y su relación con la privación socioeconómica y la edad.

Métodos: La población por sección censal (SC) procede del Instituto Nacional de Estadística. Los niveles de NO₂ se midieron en 100 puntos del área de estudio, mediante captadores pasivos, en tres campañas entre 2002 y 2004. Se utilizó regresión por usos del suelo (LUR) para obtener el mapa de los niveles de NO₂. Las predicciones del LUR se compararon con las proporcionadas por: a) el captador más cercano de la red de vigilancia, b) el captador pasivo más cercano, c) el conjunto de captadores en un entorno y d) kriging. Se asignaron niveles de contaminación para cada SC. Se analizó la relación entre los niveles de NO₂, un índice de privación con cinco categorías y la edad (≥ 65 años).

Resultados: El modelo LUR resultó el método más preciso. Más del 99% de la población superó los niveles de seguridad propuestos por la Organización Mundial de la Salud. Se encontró una relación inversa entre los niveles de NO₂ y el índice de privación ($\beta = -2,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el quintil de mayor privación respecto al de menor, IC95%: $-3,07$ a $-0,95$), y una relación directa con la edad ($\beta = 0,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ por incremento en unidad porcentual de población ≥ 65 años, IC95%: $0,08$ a $0,16$).

Conclusiones: El método permitió obtener mapas de contaminación y describir la relación entre niveles de NO₂ y características sociodemográficas.

© 2011 SESPAS. Publicado por Elsevier España, S.L. Todos los derechos reservados.

The spatial distribution of population exposure to outdoor air pollution in Valencia (Spain) and its association with a deprivation index

A B S T R A C T

Objective: To evaluate spatial variation in exposure to nitrogen dioxide (NO₂) air pollution in the city of Valencia, Spain, and its association with socioeconomic deprivation and age.

Methods: Census tract population data were obtained from the National Statistics Institute of Spain. Outdoor NO₂ was monitored in 100 sites in the study area, through the use of passive samplers, in three campaigns between 2002 and April 2004. Land use regression (LUR) was used to obtain a map of NO₂ levels. The LUR predictions were compared with the NO₂ level obtained by: a) the nearest sampler of the monitoring network, b) the nearest passive sampler, c) the mean distance-weighted levels of the samplers in the neighborhood, and d) the NO₂ level obtained by using Kriging. For each census tract, the NO₂ levels were obtained. The association of NO₂ air pollution exposure with population age (≥ 65 years) and the 5-category deprivation index was analyzed.

Results: The LUR models showed less error than the other prediction methods. The safety levels proposed by the World Health Organization were exceeded in more than 99% of the population. An inverse relationship was found between NO₂ levels and the deprivation index ($\beta = -2.01 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in the most deprived quintile compared with lower deprivation, 95%CI: -3.07 ; -0.95) and a direct relationship was found with age ($\beta = 0.12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per unit increase in percentage of the population ≥ 65 years, 95%CI: 0.08 ; 0.16).

Conclusions: The method allowed pollution maps to be obtained and the association between NO₂ levels and sociodemographic characteristics to be described.

© 2011 SESPAS. Published by Elsevier España, S.L. All rights reserved.

Introducción

Durante las últimas décadas se ha intensificado el estudio del impacto de la contaminación atmosférica en la salud.

* Autora para correspondencia.

Correo electrónico: estarlich.mar@gva.es (M. Estarlich).

Numerosas publicaciones indican que la exposición crónica ocasiona importantes perjuicios en la salud^{1,2}, especialmente en términos de reducción de la esperanza de vida³. En concreto, en la ciudad de Valencia se ha descrito el efecto a corto plazo de la exposición a diversos contaminantes atmosféricos sobre la mortalidad y la morbilidad respiratoria y cardiovascular⁴⁻⁶.

Un elemento clave en la vigilancia y el impacto en la salud de la contaminación atmosférica⁷ es la evaluación de la exposición. Puesto que la medición personal en la población es inviable, la alternativa habitual es la modelización⁸ a partir de la proximidad a focos contaminantes, modelos de dispersión, de interpolación o mediante regresión de usos del suelo. Estos métodos superan la evaluación basada exclusivamente en los datos de las redes de vigilancia de la calidad del aire, debido a que las redes suelen disponer de pocos captadores y por tanto reflejan de manera poco exhaustiva la variación espacial^{9,10}. Este hecho supone una especial limitación en grandes conurbaciones con alternancia de espacios heterogéneos respecto a las fuentes de emisión y la difusión de la contaminación.

La interpolación espacial mediante *kriging*¹¹ es un método históricamente utilizado para la elaboración de mapas de variables medioambientales, pero en los últimos años, debido al aumento de la disponibilidad de información ligada a su ubicación geográfica (Sistemas de Información Geográfica [SIG]), se ha hecho frecuente la regresión por usos del suelo (LUR, *land use regression*) para la evaluación de la exposición a contaminación atmosférica¹². Este método consiste en la utilización de SIG para predecir niveles de contaminación mediante regresión lineal.

El dióxido de nitrógeno (NO₂) es un contaminante típico de zonas urbanas. Debido a su estrecha relación con las emisiones de vehículos a motor¹³, se considera un buen indicador de contaminación producida por el tráfico¹⁴, en especial cuando se pretende valorar la exposición crónica o a medio-largo plazo¹⁵.

La Directiva europea 2008/50/CE sobre calidad del aire (transpuesta en España en el Real Decreto 102/2011) establece 40 µg/m³ como valor límite para el promedio anual de NO₂¹⁶. Este valor coincide con el establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS) en sus guías de calidad del aire para la protección de la salud¹⁷.

En salud pública, el conocimiento de la distribución espacial de los niveles de contaminación permite una aproximación poblacional a la valoración del riesgo asociado, al aportar información sobre la distribución de la exposición en diferentes grupos según residencia, edad, nivel socioeconómico, etc. Esta información resulta necesaria para la realización de acciones orientadas a minimizar los riesgos, teniendo en cuenta la población susceptible y reduciendo situaciones de injusticia ambiental¹⁸. Existen estudios ecológicos que han investigado la asociación entre contaminación atmosférica y desigualdades sociales en salud. La mayoría concluyen que los grupos con un nivel socioeconómico bajo tienden a presentar una mayor exposición a contaminación atmosférica, debido sobre todo a la proximidad de sus hogares a diversas fuentes de contaminación. Sin embargo, algunos reportan asociaciones inversas entre clase social y contaminación, con mayor exposición en los grupos más privilegiados¹⁹.

Nuestra hipótesis es que la medición de la exposición a contaminación atmosférica resulta más eficiente si se combina la interpolación estocástica con un mapeo de regresión según el uso del suelo. Además, hay una relación entre el nivel socioeconómico y la contaminación.

El objetivo del presente estudio es evaluar la variación espacial de la exposición a la contaminación atmosférica por NO₂ en la ciudad de Valencia y su relación con la privación socioeconómica.

Material y métodos

Población a estudio

Se trata de un estudio de regresión ecológica en el cual la unidad de análisis es la sección censal (SC), siendo ésta la de menor tamaño para la que podemos disponer de datos agregados sobre población e indicadores socioeconómicos y demográficos²⁰. La población estudiada son los residentes (n = 738.441; SC = 598) en la ciudad de Valencia (134,6 km²), y los datos provienen del Censo de Población y Viviendas del año 2001.

Se excluyeron núcleos periféricos, como los poblados del sur (poblaciones situadas junto al lago de la Albufera) y algunos del norte (total: 11.872 habitantes), que quedan fuera del casco urbano (fig. 1 A).

Determinación del NO₂ en el área de estudio

La información sobre el NO₂ procede de un estudio realizado por el Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), diseñado para evaluar la distribución de las concentraciones de contaminantes en la ciudad de Valencia. La superficie seleccionada abarca 99 km² (en un rectángulo de 11 x 9 km), dividida en cuadrículas de 1 km², con un punto de medida en cada una. Dicho punto se eligió para estar lo más centrado posible en la cuadrícula. Con objeto de evaluar los niveles de fondo en las zonas situadas fuera del casco urbano, se colocaron diez puntos adicionales formando un arco alrededor de la gradilla (fig. 1 A). El dosímetro pasivo utilizado es un desarrollo del originario tubo de Palmes²¹. Se realizaron tres campañas de medición de 7 días de duración, en febrero y noviembre de 2002 y en abril de 2004. Se colocaron dosímetros dobles con el fin de validar la calidad de las mediciones, calculando para ello el coeficiente de correlación intraclase (CCI)²². Se utilizó como nivel de NO₂ el promedio de las dos mediciones. El límite de detección fue de 1 µg/m³. Se evaluó la posible contaminación durante el periodo de exposición o en el laboratorio preparando un blanco de laboratorio y cuatro de transporte en cada campaña. Asimismo, se recogieron los datos diarios de las estaciones de monitorización (cuatro de tráfico y una de fondo urbano) de la Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica de la Generalitat Valenciana (RVVCCA) para el periodo de estudio.

Datos geográficos

Se obtuvieron variables geográficas (SIG) de los siguientes conjuntos de datos: usos del suelo en el área de estudio (fig. 1 B) y tráfico rodado (red de calles y carreteras e intensidad media diaria [IMD] de tráfico) (fig. 1 C).

La información sobre usos del suelo se obtuvo de la base de datos geográfica de la Unión Europea, referida al año 2000 (Corine Land Cover 2000), que incluye 44 variables. Para simplificar, se categorizaron en cuatro tipos: 1) urbano continuo, 2) industrial, 3) urbano discontinuo y 4) otros (jardines/parques, agrícola...). Se calcularon diferentes variables de uso del suelo definidas como porcentaje de un uso concreto en un entorno del punto de medición, llamado comúnmente *buffer*. Con el fin de explorar la escala de dependencia espacial se consideraron entornos de diferentes tamaños (radios: 100, 200, 300, 400, 500 y 1000 metros). Los datos de tráfico se obtuvieron del Ayuntamiento de Valencia y de otras administraciones competentes. Se consideraron: a) distancia a una vía con tráfico denso (IMD >10.000, 20.000 o 50.000 vehículos/día), b) IMD de la calle más próxima, y c) intensidad de tráfico en un *buffer* de 100, 150, 300 y 500 m. La intensidad del tráfico

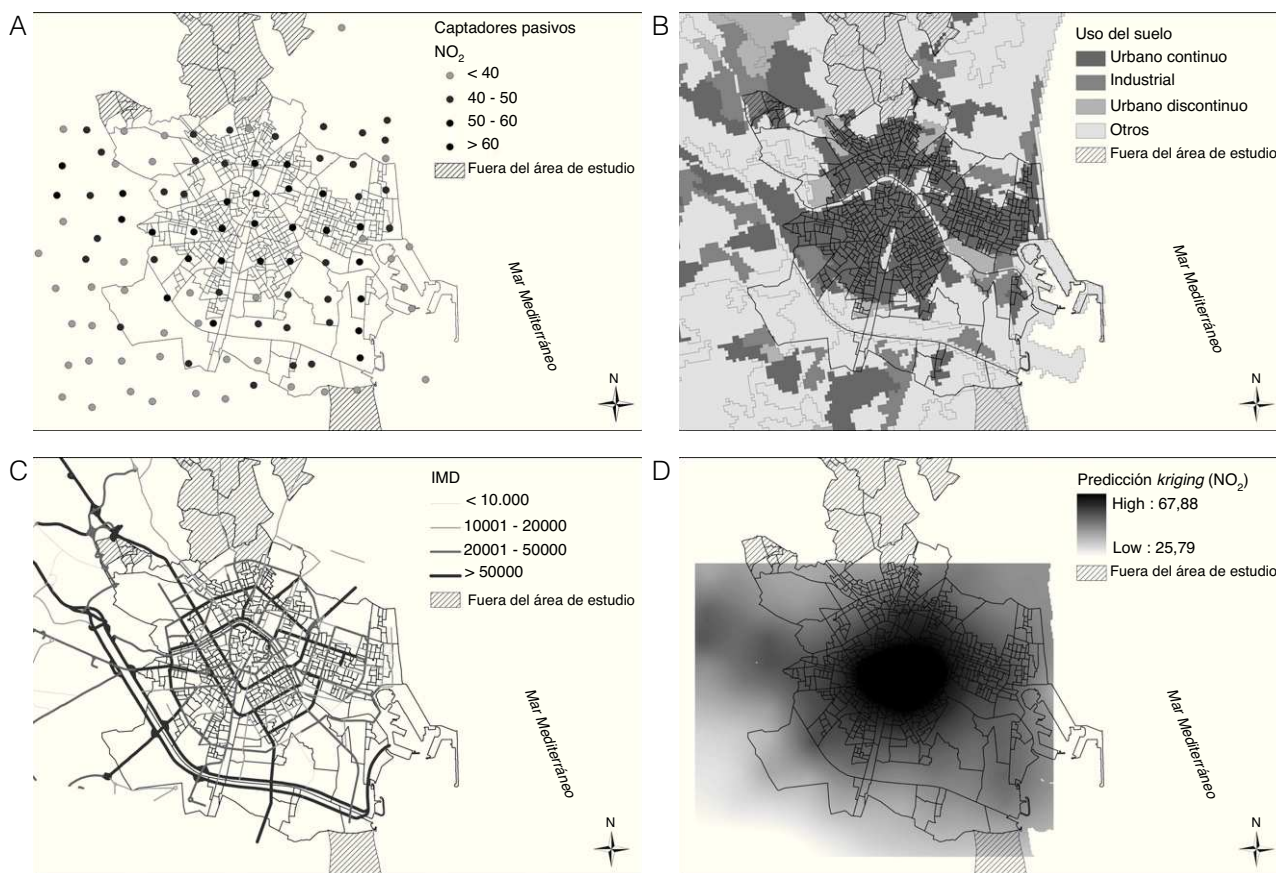


Figura 1. Variables geográficas (SIG) en el área de estudio. A) Área de estudio y niveles medios obtenidos en cada punto de muestreo de NO₂. B) Usos del suelo. C) Principales vías de tráfico con índice medio diario de vehículos (IMD). D) Predicción de los niveles de NO₂ mediante *kriging*.

alrededor de un punto P se obtuvo según el método de Pearson²³:

$$Pear(P) = \sum_i \omega(d_i) \cdot IMD(C_i)$$

donde C_i es el conjunto de carreteras o calles dentro del *buffer*, d_i son las distancias respectivas de C_i a P, y $\omega(d_i)$ es una función ponderada asumiendo un decremento exponencial con la distancia a la carretera. También se aplicó una variación de este método considerando la longitud de los segmentos de calles incluidos en el entorno del punto como variable de ponderación. Puede encontrarse información más detallada en Iñiguez et al¹².

Métodos de estimación del NO₂ y validación

Se utilizaron diferentes métodos para estimar la exposición al NO₂ en cada campaña: 1) el nivel registrado por la estación de monitorización de la RVVCCA más próxima; 2) el nivel registrado por el captador pasivo más próximo; 3) el promedio de los niveles ponderados por el inverso de la distancia al punto de predicción (IDW); 4) *kriging* universal teniendo en cuenta la posible tendencia entre los niveles de contaminación¹¹ (validación cruzada); 5) predicción de NO₂ mediante un modelo de regresión lineal con las variables definidas sobre SIG como explicativas (modelo LUR); y 6) predicción de NO₂ mediante LUR con variables SIG y el *kriging* como covariable. Los modelos de regresión se construyeron siguiendo un procedimiento de pasos sucesivos (valor p de entrada < 0,05, valor p de salida > 0,1). La bondad de ajuste fue valorada mediante la R². Se realizó el diagnóstico usual en modelos lineales, y se aplicó el test de Moran para contrastar la existencia de autocorrelación espacial residual.

Se compararon las predicciones obtenidas según los métodos definidos, evaluando su precisión a partir de las diferencias porcentuales relativas y el error porcentual relativo.

Asignación de los niveles de NO₂ a las secciones censales y estimación de la exposición poblacional

La asignación de la exposición se realizó a partir del método 6 aplicado al promedio de las campañas, según: a) el nivel de exposición del centroide de cada SC y b) la media de los valores de NO₂ predichos en los nodos de una red regular con distancia entre nodos de 50 m. Para evaluar la discrepancia entre los métodos se calcularon las diferencias porcentuales absolutas y relativas.

Los niveles se utilizaron para calcular la distribución de la población a diferentes grados de exposición (<40, 40-50, 50-60, >60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y el porcentaje de población expuesta en cada SC por grupo de edad (0-14, 15-64, ≥ 65 años).

Asociación entre exposición a NO₂, índice de privación y edad

Se utilizó el índice de privación (IP) descrito en el proyecto MEDEA por Domínguez-Berjón et al²⁴, compuesto por variables sociodemográficas (trabajadores manuales, desempleo, asalariados eventuales, instrucción insuficiente total y en jóvenes) obtenidas del censo de población y viviendas de 2001. El índice fue categorizado en quintiles, siendo el nivel menor indicativo de menor privación.

Tabla 1
Descripción de los niveles de NO₂ medidos con captadores pasivos en tres campañas (2002-2004) y niveles obtenidos de la Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica de la Generalitat Valenciana (RVVCCA)

Campaña	N	Media	DT	Min	Max	CCI (IC95%)
<i>Captadores pasivos</i>						
Febrero 2002	108	49,3	11,2	21,6	86,9	0,97 (0,96-0,98)
Noviembre 2002	101	43,7	16,0	12,0	85,8	0,99 (0,98-0,99)
Abril 2004	101	39,1	10,6	18,3	72,9	0,98 (0,97-0,99)
Promedio campañas	101	44,4	11,5	18,9	80,9	0,99 (0,98-0,99)
<i>RVVCCA</i>						
Febrero 2002	4	68,4	18,5	58,2	96,0	
Noviembre 2002	5	54,2	10,9	42,4	69,5	
Abril 2004	5	54,5	28,8	27,9	101,5	
Promedio campañas	5	56,9	14,9	36,5	76,4	

DT: desviación típica; CCI: coeficiente de correlación intraclase; IC95%: intervalo de confianza del 95%; RVVCCA: Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica de la Generalitat Valenciana.

La relación entre niveles de contaminación e IP y porcentaje de población en los distintos grupos de edad se evaluó mediante el modelo:

$$NO_{2i} \sim N(\mu_i, \tau)$$

$$\mu_i = \alpha + \beta_1 * IP_i + \beta_2 * ppob_i + u_i$$

donde IP está en quintiles, ppob es el porcentaje de población según grupos de edad y u_i es el efecto aleatorio correspondiente a la dependencia espacial. Esta componente se modelizó incluyendo una estructura de vecindad (adyacencia) en la matriz de covarianzas.

Se introdujo en el modelo la variable «porcentaje de población >65 años», ya que ésta había resultado ser la variable de edad más relacionada tanto con la respuesta como con el IP.

Resultados

El promedio de los niveles de NO₂ en los puntos del enrejado fue de 44,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (tabla 1). Todas las muestras tomadas superaron el límite de detección y fueron válidas. El CCI fue superior a 0,9 en todos los casos. Los valores de los blancos fueron inferiores al límite de detección y poco significativos respecto a los niveles ambientales medidos.

Los modelos LUR para el promedio de las campañas se muestran en la tabla 2. Fueron consistentes en cuanto a sus componentes a lo largo de las campañas. En todos los casos, la variable con mayor capacidad explicativa (primera variable incluida) fue la predicción promedio del *kriging* para cada punto eliminando el propio punto de la muestra. Los modelos presentaron R² entre 0,59 y 0,67, siendo 0,62 para el promedio de las tres campañas. Los modelos en que no se tenía en cuenta el *kriging* mostraron bondades de ajuste entre 0,50 y 0,63. No se detectaron problemas de colinealidad, los residuos se distribuyeron como una normal y no se halló autocorrelación espacial significativa. En general, la interpolación espacial

Tabla 2
Modelos de predicción de NO₂ (*kriging*, LUR, *kriging* + LUR) (Valencia, 2002-2004)

Modelo (promedio tres campañas)	Variables predictoras	β (EE)	R ² parcial	R ² modelo	ECM
<i>Kriging</i>	<i>Kriging</i>	1,115 (0,128)	0,481		7,204
	LUR				
	Pearson 2 (100 m) ^a	4,514 (1,134)	0,482	0,629	7,069
	% uso suelo urbano/industrial (400 m)	0,096 (0,023)	0,078		
<i>Kriging</i> + LUR	lmin20 ^c	-3,109 (0,814)	0,046		
	Pearson 1 (300 m) ^b	-2,184 (0,920)	0,023		
	<i>Kriging</i>	0,806 (0,128)	0,481	0,615	6,286
	lmin20 ^c	-2,605 (0,671)	0,091		
	% uso suelo urbano/industrial (300 m)	0,057 (0,019)	0,042		

EE: error estándar; ECM: error cuadrático medio; IMD: índice medio diario de vehículos.

^a Variable sobre intensidad de tráfico según la variación del método de Pearson.

^b Variable sobre intensidad de tráfico según el método de Pearson.

^c Distancia a la vía más próxima (IMD; c: ≥ 10.000 , d: ≥ 20.000) (en logaritmos).

Tabla 3
Porcentaje de población expuesta a niveles de NO₂ por grupos de edad (Valencia, 2002-2004)

NO ₂	Edad			p
	% 0-14 años	% 15-65 años	% >65 años	
<40	13,40	69,93	16,67	<0,001
40-50	14,78	70,19	15,04	
50-60	12,83	68,21	18,96	
>60	10,59	64,47	24,94	

mediante LUR presentó un menor error que cualquiera de los otros métodos utilizados.

Los mapas de las concentraciones de NO₂ obtenidos mediante *kriging* mostraron un gradiente de disminución progresiva (distribución concéntrica) de niveles desde el centro de la ciudad hacia la periferia (fig. 1 D), con una distribución muy suavizada. En el mapa obtenido combinando *kriging* y LUR (fig. 2 A) puede verse la influencia del tráfico en los niveles de contaminación.

El mapa resultante de la campaña promedio se utilizó para asignar niveles de exposición a las SC de la ciudad (fig. 2 B). Así, la media de los niveles se situó en 54,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (desviación estándar [DE]: 6,2) para el nivel de exposición del centroide de cada SC y en 57,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (DE: 6,8) para la asignación mediante la media de niveles predichos en los nodos de una red regular. En la mediana, la diferencia relativa porcentual fue del 5,4% (P10-P90: 1,4 a 7,6), y para la diferencia absoluta de -3,0 (-4,4 a -0,3) $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Según los resultados, prácticamente la totalidad de la población residente en Valencia estuvo expuesta a niveles por encima de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Sólo un 0,4% de la población reside en áreas con niveles por debajo de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, el 13,9% entre 40 y 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, el 49,8% entre 50 y 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y el 35,9% por encima de 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Por grupos de edad hay diferencias significativas en cuanto al porcentaje de población expuesta a diferentes niveles de NO₂, con un

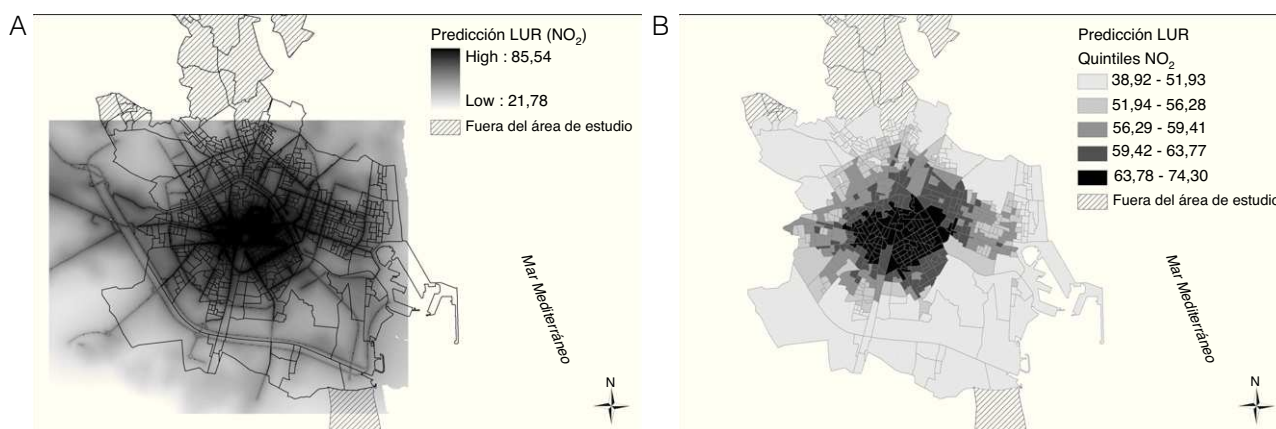


Figura 2. Estimación de los niveles de NO₂ en el área de estudio. A) Predicción de los niveles de NO₂ mediante regresión usos del suelo (LUR) en el área de estudio. B) Estimación de los niveles de NO₂ para cada sección censal por quintiles de contaminación.

porcentaje mayor de personas de edad avanzada en las SC con niveles más altos (tabla 3).

La distribución del IP por SC se asoció con los niveles de contaminación, que eran mayores en las SC con menor IP. Se halló una disminución de 2,01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO₂ (intervalo de confianza del 95% [IC95%]: -3,07 a -0,95) entre una SC del quintil con menor privación en comparación con el de mayor privación. Las disminuciones de los niveles para el segundo, el tercero y cuarto quintiles, comparados con el primero, fueron 0,02 (IC95%: -0,74 a 0,68), 0,62 (IC95%: -1,38 a -0,13) y 1,77 (IC95%: -2,65 a -0,85) $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Además, también se encontró una asociación positiva entre los niveles de contaminación y el porcentaje de población ≥ 65 años (tabla 4).

Discusión

La metodología utilizada, combinando *kriging* y LUR, permite estimar la distribución espacial de los niveles de NO₂ en la ciudad de Valencia, así como conocer su asociación con variables sociodemográficas, edad e IP, por SC. Los mapas de predicción realizados con *kriging* mostraron un patrón espacial con concentraciones más altas en el centro de la ciudad. Sin embargo, al añadir información exógena (básicamente tráfico y usos del suelo) se obtuvieron mapas de distribución de contaminación más realistas con las fuentes principales (vehículos a motor).

De acuerdo con los resultados, la práctica totalidad de las SC de la ciudad presentan niveles promedios de NO₂ por encima de los propuestos para proteger la salud. Sin embargo, los resultados de nuestro estudio deben ser tomados con cautela, pues presentan algunas limitaciones. Por un lado, los datos de NO₂ provienen de tres campañas de muestreo y no corresponden a la medición continuada a lo largo de todo un año. Pese a ello, las diferencias de los niveles obtenidos al predecir con los niveles de contaminación de la red de vigilancia son pequeñas. Los promedios anuales de la red durante el periodo de estudio estuvieron alrededor de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Por otro lado, en el estudio la exposición se asigna según la SC de

residencia, sin considerar patrones de tiempo, actividad o características de la vivienda (altura, ventilación, fuentes interiores).

Los niveles de NO₂ medios hallados en este estudio (44,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) son similares a los reportados en ciudades como Amsterdam (46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y superiores a los obtenidos en Huddersfield, Poznan y Praga (32, 27 y 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente)²⁵. Por el contrario, en otros estudios, las mediciones de la red superaron a las nuestras: 61,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Hamilton (Canadá) y 59,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Atenas^{26,27}.

En las SC de la ciudad de Valencia se encontró una asociación directa entre la proporción de población ≥ 65 años y los niveles de NO₂. A diferencia de otros países, como Estados Unidos y Canadá, la población de mayor edad sigue viviendo en el centro de la ciudad, donde los niveles son mayores. Este hecho puede añadir un elemento de mayor riesgo a los niveles de exposición debido a la vulnerabilidad causada por la edad^{28,29}. Por otro lado, hay una relación negativa entre el IP y la contaminación: en las secciones de mayor IP social, los niveles de contaminación son más bajos. La relación entre la posición social y la contaminación atmosférica en Europa se ha investigado poco. Se han observado altos niveles en las poblaciones más desfavorecidas en ciudades como Malmö, Oslo, Estrasburgo y Londres. Sin embargo, en ciertas ciudades del sur de Europa la asociación entre el nivel socioeconómico y la contaminación atmosférica podría ser distinta a la de los países nórdicos o anglosajones³⁰, ya que la población con mejor situación socioeconómica tiende a vivir en el centro de la ciudad. Esto sugiere que un modelo podría no ser extrapolable a otros contextos. Teniendo en cuenta su estructura urbana, así como la distribución de la población por edad e IP, nuestros resultados podrían ser similares a los de otras ciudades del sur de Europa.

La determinación de los niveles de contaminación atmosférica en un área específica es útil para evaluar el cumplimiento de la normativa vigente o las recomendaciones de agencias internacionales como la OMS. La confección de mapas de exposición siguiendo una metodología similar a la propuesta permite conocer la distribución espacial de la contaminación y estimar la proporción de población expuesta a niveles altos. Dicha estimación puede utilizarse para evaluar el impacto de la contaminación en la salud. Así, Künzli et al³¹ calcularon los casos atribuibles a contaminación atmosférica por partículas en suspensión en Austria, Francia y Suiza, y concluyeron que la exposición a la contaminación causa un 6% de la mortalidad total. Otra utilidad de la evaluación del riesgo es la estimación de los posibles beneficios, tanto económicos como para la salud, que se obtendrían reduciendo los niveles de contaminantes. Al respecto, Pérez et al³² presentaron una estimación de los beneficios para la salud y económicos en el caso de que mejorara la calidad del aire en 57 municipios de Barcelona.

Tabla 4
Asociación entre niveles de exposición a NO₂ e índice de privación y edad por sección censal (Valencia, 2002-2004)

	β	IC95%
IP2	-0,02	-0,74 a 0,68
IP3	-0,62	-1,38 a 0,13
IP4	-1,77	-2,65 a -0,85
IP5	-2,01	-3,07 a -0,95
≥ 65 años (%)	0,12	0,08 a 0,16

IC95%: intervalo de confianza del 95%; IP: índice de privación de más favorecido (IP1) a menos (IP5) (quintiles).

El método permite obtener mapas de contaminación en la ciudad de Valencia y describir la distribución de la población según características sociodemográficas y niveles de NO₂. Además de proporcionar información útil para realizar acciones que mejoren el problema, estos mapas permitirán estudiar la relación entre la contaminación atmosférica y los problemas de salud.

¿Qué se sabe sobre el tema?

La contaminación atmosférica es un riesgo ambiental con un importante impacto en la salud de la población. La exposición a la contaminación atmosférica podría presentar variabilidad de acuerdo con las diferentes condiciones socioeconómicas y demográficas. No conocemos ningún estudio publicado en España que estime la distribución de los niveles de contaminación atmosférica, mediante captadores pasivos y técnicas de usos del suelo, por sección censal, y lo relacione con un índice de privación.

¿Qué añade el estudio realizado a la literatura?

El método nos ha permitido obtener mapas de contaminación en la ciudad de Valencia y describir cómo se distribuye la población según características sociodemográficas y sus diferentes niveles de NO₂. Desde el punto de vista de salud pública, los mapas obtenidos proporcionan una información útil para la toma de acciones que mejoren el problema de la calidad del aire; además, permitirán estudiar la relación entre la contaminación atmosférica y los problemas de salud.

Contribuciones de autoría

M. Estarlich, C. Iñiguez y F. Ballester han participado en la planificación y la concepción del estudio. La adquisición de los datos de contaminación atmosférica fue llevada a cabo por E. Mantilla. El análisis estadístico lo realizaron C. Iñiguez y M. Estarlich. Los resultados fueron interpretados por M. Estarlich, C. Iñiguez, A. Nolasco, O. Zurriaga y F. Ballester. El primer borrador lo escribió M. Estarlich, con la supervisión, colaboración y aportación de ideas de F. Ballester, C. Iñiguez y A. Esplugues. En la aprobación de la versión final han participado todos los autores.

Financiación

FIS-FEDER 04/0170, 08/0330, Conselleria de Sanitat Generalitat Valenciana (021/07, 023/08).

Conflictos de intereses

Ninguno.

Agradecimientos

A Miguel Ángel Martínez Beneito, Inmaculada Melchor Alós, Joaquín Moncho Vasallo, Pamela Pereyra Zamora, Nayara Tamayo Fonseca y José Antonio Quesada Rico, del grupo MEDEA Comunidad Valenciana. A Tatiana Gómez del Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), por proporcionarnos la información necesaria sobre los niveles de contaminación atmosférica.

Bibliografía

- Dockery DW. Health effects of particulate air pollution. *Ann Epidemiol*. 2009;19:257-63.
- Ballester F, Medina S, Boldo E, et al. Apheis network. Reducing ambient levels of fine particulates could substantially improve health: a mortality impact assessment for 26 European cities. *J Epidemiol Community Health*. 2008;62:98-105.
- Pope CA, 3rd, Ezzati M, Dockery DW. Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. *N Engl J Med*. 2009;360:376-86.
- Ballester F, Corella D, Pérez-Hoyos S, et al. Air pollution and mortality in Valencia, Spain: a study using the APHEA methodology. *J Epidemiol Community Health*. 1996;50:527-33.
- Tenías JM, Ballester F, Pérez-Hoyos S, et al. Air pollution and hospital emergency room admissions for chronic obstructive pulmonary disease in Valencia, Spain. *Arch Environ Health*. 2002;57:41-7.
- Ballester F, Tenías JM, Pérez-Hoyos S. Air pollution and emergency hospital admissions for cardiovascular diseases in Valencia, Spain. *J Epidemiol Community Health*. 2001;55:57-65.
- Brauer M. How much, how long, what, and where: air pollution exposure assessment for epidemiologic studies of respiratory disease. *Proc Am Thorac Soc*. 2010;7:111-5.
- Jerret M, Arain A, Kanaroglou P, et al. A review and evaluation of intra-urban air pollution exposure models. *J Expo Anal Environ Epidemiol*. 2005;15:185-204.
- Briggs D. The role of GIS: coping with space (and time) in air pollution exposure assessment. *J Toxicol Environ Health*. 2005;68:1243-61.
- Setton EM, Hystad PW, Keller CP. Opportunities for using spatial property assessment data in air pollution exposure assessments. *Int J Health Geogr*. 2005;3:4-26.
- Cressie NAC. *Statistics for spatial data*. New York: John Wiley & Sons; 1993.
- Iñiguez C, Ballester F, Estarlich M, et al. Estimation of personal NO₂ exposure in a cohort of pregnant women. *Sci Total Environ*. 2009;407:6093-9.
- Gilbert NL, Woodhouse S, Stieb DM, et al. Ambient nitrogen dioxide and distance from a major highway. *Sci Total Environ*. 2003;312:43-6.
- Emenius G, Pershagen G, Berglind N, et al. NO₂, as a marker of air pollution, and recurrent wheezing in children: a nested case-control study within the BAMSE birth cohort. *Occup Environ Med*. 2003;60:876-81.
- Brunekreef B. Health effects of air pollution observed in cohort studies in Europe. *J Expo Sci Environ Epidemiol*. 2007;Suppl. 2:S61-5.
- European Parliament and the Council of 21 May 2008. Directive 2008/50/EC on ambient air quality and cleaner air for Europe. Disponible en: <http://ec.europa.eu/environment/air/legis.htm>
- WHO. Air quality guidelines for Europe, 1999. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 1999.
- American Lung Association. Urban air pollution and health inequities: a workshop report. *Environ Health Perspect*. 2001;109 (Suppl. 3):357-74.
- Havard S, Deguen S, Zmirou-Navier D, et al. Traffic-related air pollution and socioeconomic status: a spatial autocorrelation study to assess environmental equity on a small-area scale. *Epidemiology*. 2009;20:223-30.
- Borrell C, Serral G, Martínez-Beneito MA, et al. Atlas de mortalidad en ciudades de España (1996-2003). Catalunya: Dit i fet; 2008.
- Ferm M, Rodhe H. Measurements of air concentrations of SO₂, NO₂ and NH₃ at rural and remote sites in Asia. *J Atmospheric Chemistry*. 1997;27:17-29.
- Bland JM, Altman DG. Statistical methods for assessing agreement between two methods of clinical measurement. *Lancet*. 1986;1:307-10.
- Pearson RL, Wachtel H, Ebi KL. Distance-weighted traffic density in proximity to a home is a risk factor for leukaemia and other childhood cancers. *J Air Waste Manag Assoc*. 2000;50:175-80.
- Dominguez-Berjón MF, Borrell C, Cano-Serral G, et al. Constructing a deprivation index based on census data in large Spanish cities (the MEDEA project). *Gac Sanit*. 2008;22:179-87.
- Lebret E, Briggs D, van Reeuwijk H, et al. Small area variations in ambient NO₂ concentrations in four European areas. *Atmospheric Environment*. 2000;34:177-85.
- Kanaroglou P, Jerrett M, Morrison J, et al. Establishing an air pollution monitoring network for intraurban population exposure assessment: a location-allocation approach. *Atmospheric Environment*. 2005;39:2399-409.
- Chaloulakou A, Mavroidis I, Gavriil I. Compliance with the annual NO₂ air quality standard in Athens. Required NOx levels and expected health implications. *Atmospheric Environment*. 2008;42:454-65.
- Miranda ML, Edwards SE, Keating MH, et al. Making the environmental justice grade: the relative burden of air pollution exposure in the United States. *Int J Environ Res Public Health*. 2011;8:1755-71.
- Anderson HR, Atkinson RW, Bremner SA, et al. Particulate air pollution and hospital admissions for cardiorespiratory diseases: are the elderly at greater risk? *Eur Respir J Suppl*. 2003;40:39s-46s.
- Forastiere F, Stafoggia M, Tasco C, et al. Socioeconomic status, particulate air pollution, and daily mortality: differential exposure or differential susceptibility. *Am J Ind Med*. 2007;50:208-16.
- Künzli N, Kaiser R, Medina S, et al. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet*. 2000;356:795-801.
- Pérez L, Sunyer J, Kunzli N. Estimating the health and economic benefits associated with reducing air pollution in the Barcelona metropolitan area (Spain). *Gac Sanit*. 2009;23:287-94.