

Cañada Torrecilla, R., Vidal Domínguez, M.J. y Moreno Jiménez, A. (2010): Interpolación espacial y visualización cartográfica para el análisis de la justicia ambiental: ensayo metodológico sobre la contaminación por partículas atmosféricas en Madrid. En: Ojeda, J., Pita, M.F. y Vallejo, I. (Eds.), *Tecnologías de la Información Geográfica: La Información Geográfica al servicio de los ciudadanos*. Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla. Sevilla. Pp. 691-715. ISBN: 978-84-472-1294-1

INTERPOLACIÓN ESPACIAL Y VISUALIZACIÓN CARTOGRÁFICA PARA EL ANÁLISIS DE LA JUSTICIA AMBIENTAL: ENSAYO METODOLÓGICO SOBRE LA CONTAMINACIÓN POR PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS EN MADRID

Rosa Cañada Torrecilla¹, María Jesús Vidal Domínguez ², Antonio Moreno Jiménez³

Departamento de Geografía, Facultad de Filosofía y Letras. Campus de Cantoblanco. UAM, 28049 Madrid. ¹rosa.canada@uam.es, ²mariajesus.vidal@uam.es, ³antonio.moreno@uam.es

RESUMEN

Las actividades humanas son las responsables de la mayoría de las emisiones de contaminantes a la atmósfera que, al ser difundidas por el territorio, afectan de manera desigual a los diferentes grupos sociales ocasionando injusticias de carácter ambiental. En sintonía con esta preocupación social e investigadora, en este estudio se trata de evaluar la relación en la ciudad de Madrid entre la contaminación atmosférica por partículas en suspensión inferiores a 10 µm, que suelen vincularse a una morbilidad y mortalidad por causas respiratorias y cardiovasculares, con un indicador de privación social y económico, como es la renta per cápita, analizándola con un grado de desagregación espacial elevado.

El foco de la investigación es eminentemente metodológico y doble: por un lado se persigue dilucidar en qué medida las conclusiones sobre injusticias ambientales se ven alteradas por el uso de métodos de interpolación espacial distintos; a tal fin se ensayan dos interpoladores diferentes, la media ponderada por el inverso de la distancia (IDW-PID) y el Kriging, para generar capas completas del territorio y determinar cuáles son las diferencias que emergen en los patrones obtenidos. Por otro, se exploran las potencialidades de visualización avanzada de los SIG, especialmente en 3D, con el objetivo de penetrar más en los resultados y apreciar mejor esas relaciones hombre-medio tan elusivas y complejas.

Palabras clave: interpolación espacial, contaminación atmosférica, privación, justicia ambiental, sistemas de información geográfica.

ABSTRACT

Human activities are mostly provoking pollution emissions to atmosphere, that when spreading, unequally affect to different social groups, so generating environmental injustices. According to that social and research concern, in this paper it is tackled the assessment of relation between PM₁₀ atmospheric particulate pollution, largely linked to morbidity and mortality due to respiratory and vascular -heart causes, and a social and economic deprivation indicator, per capita income, at a highly spatial disaggregated level in the city of Madrid.

The research focus is double and mainly methodological: on the one side, it is intended to elucidate if the conclusions about environmental injustices are modified by using different interpolation techniques, the inverse distance weighting (IDW) and Kriging, to obtain layers fully covering the space and to determine differences among the interpolated patterns. On the other, the potential of GIS advanced visualization tools, mainly 3D, will be explored to deep further into the results and to better appreciate this elusive and complex man-environment relationship.

The results allow stating that interpolated patterns support a similar assessment, notwithstanding detail differences, emerging moderate changes in the spatial distribution of PM₁₀, in the whole urban space and inside each income zone as well. This implies that the estimated environmental attributes slightly change and the environmental justice assessment is also moderately, but not entirely, modified.

Key Words: *spatial interpolation, atmospheric pollution, deprivation, environmental justice, geographical information systems.*

1. INTRODUCCIÓN

El presente trabajo se inscribe dentro de un reciente frente de indagación internacional (vid. por ejemplo Handy, 1977 ; Jerret, M. et al., 2001; Brainard, J. et al., 2002; Mitchell y Dorling, 2003 ; Moreno Jiménez, 2007; Moreno Jiménez y Cañada Torrecilla, 2007, entre otros), centrado en la medición de las desigualdades, y eventuales injusticias socio-ambientales, dentro de la ciudad, poniendo el foco de atención sobre el grado en que las zonas habitadas por grupos humanos, diferenciados en cuanto a rasgos y estatus social o económico, disfrutan o sufren de unas condiciones ambientales distintas. Ello podría implicar situaciones favorables o desfavorables, en lo concerniente al contexto de la vida cotidiana de unos y otros, sin justificación sólida alguna y por tanto susceptibles de calificarse como discriminatorias o inaceptables. La cuestión latente más preocupante estribaría en confirmar si los grupos urbanos socialmente más desfavorecidos o vulnerables lo son también ambientalmente o no; una respuesta afirmativa debería, obviamente, provocar intervenciones públicas.

Desde el punto de vista social, la cuestión posee una notable relevancia por cuanto, como es bien sabido, las condiciones ambientales, y especialmente la polución, afectan severamente a la salud. La mitad de la población mundial vive en grandes ciudades que día a día crecen y se expanden, generando unos niveles de contaminación que causan la muerte prematura de más de dos millones de personas al año, según datos de la Organización Mundial de la Salud (OMS, calidad del aire y salud: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/es/index.html>). Junto al daño a la salud humana, la mala calidad del aire afecta también a la economía mundial, la seguridad alimentaria, los recursos hídricos y el desarrollo sostenible (al dañar plantas, cultivos y ecosistemas).

Se estima que alrededor del 20% de la incidencia total de enfermedades puede achacarse a factores ambientales. Anualmente cerca de 400.000 fallecimientos en la UE son atribuibles a la contaminación atmosférica. De ellos, aproximadamente 20.000, en España (Instituto de Salud Pública, 2009).

Madrid es una de las grandes ciudades donde la contaminación atmosférica por partículas en suspensión podría reducir, a largo plazo, la esperanza de vida entre varios meses y dos años (Ecologistas en Acción, 2010). Un gran número de estudios epidemiológicos evidencian los graves efectos sobre la salud de la exposición a la contaminación por partículas, tales como incrementos en la mortalidad total, mortalidad por enfermedades respiratorias y cardiovasculares, mortalidad por cáncer de pulmón e ingresos hospitalarios por afecciones respiratorias y cardiovasculares.

El último Informe del Programa APHEIS 3 (*Air Pollution and Health: A European Information System*) (datos del 2002-2003) indica que Madrid registró los peores datos de contaminación por partículas menores de 10 micras (PM₁₀) y presentó los peores registros en cuanto a los efectos sobre la salud pública de la calidad del aire, comparados con los de otras ciudades europeas. Según este estudio se podrían evitar 1699 muertes al año si se redujera la media anual de PM₁₀ a 20 µg/m³ (58 por cada 100.000 habitantes).

La calidad del aire es un componente esencial de la calidad de vida que condiciona la habitabilidad de las ciudades que aspiran a un desarrollo urbano más sostenible. Existen amplias capas de población expuestas a los perjuicios de la contaminación atmosférica, que además carece de información y conocimiento suficiente sobre los efectos que dicha contaminación tiene para su salud, así como las fuentes que la generan y su contribución asociada a ciertos hábitos y estilos de vida. Por tal motivo, la evaluación de los daños producidos por la contaminación atmosférica y los beneficios derivados de su reducción, tiene una notable importancia a la hora de tomar decisiones políticas y promover cambios hacia un urbanismo sostenible (OSE, 2007).

Hoy la mayor amenaza para la buena calidad del aire y la salud pública es el uso del automóvil, que forma parte de patrones privados de movilidad y consumo y determina los propios modelos de urbanización. Un modelo de ciudad difusa, que ocupa espacios cada vez más distanciados, lo que incrementa la longitud de los viajes y consumos de energía, contribuye a liberar gran cantidad de contaminantes.

A pesar de los esfuerzos que se han venido realizando para mejorar la calidad del aire, la contaminación atmosférica sigue implicando un elevado riesgo ambiental, humano y urbano, que tiene que ser atajado con una perspectiva integral e integradora. Esto significa, en primer lugar, tratar de entender mejor las complejas interacciones entre las sustancias contaminantes, el cuerpo humano y los ecosistemas urbanos y naturales. Y, en segundo término, se requieren nuevos planteamientos con una visión de conjunto, un enfoque globalizador y un sentido de sostenibilidad a largo plazo.

Desde el punto de vista político, el tema de las desigualdades socio-medioambientales también es importante por cuanto la conclusión acerca de tal discriminación debería propiciar la adopción de políticas correctivas o compensatorias, lo que constituye un debate fundamental y complejo en la arena política al versar sobre las llamadas externalidades ambientales (Moreno Jiménez, 1995).

En esta línea se sitúa este trabajo cuya pretensión última estriba en dilucidar en qué medida las distintas categorías sociales en Madrid residen en zonas con niveles de partículas en suspensión inaceptables. La distribución socio-espacial y el patrón de excesivas de partículas en el aire que respiran los madrileños (ambiente urbano) ¿apuntan a desigualdades significativas entre grupos sociales? ¿qué categorías de población se ven más perjudicadas o beneficiadas en polución por partículas? A partir de los datos disponibles y analizados ¿qué diagnóstico se puede realizar respecto al espinoso asunto de la injusticia ambiental? ¿Se puede sostener o se debe rechazar tal hipótesis? ¿En qué casos? En resumen ¿qué valoración y conclusiones cabe emitir sobre ello?

Sobre el tema de la justicia ambiental existe ya una fecunda producción bibliográfica, tanto alusiva a cuestiones conceptuales, como metodológicas y empíricas (estudios de caso), que han sido revisadas en un artículo reciente por uno de los autores, al que remitimos al lector (vid. Moreno Jiménez, 2010).

Este trabajo, aparte del interés empírico, posee un marcado carácter metodológico, ya que persigue examinar críticamente la influencia que poseen algunas técnicas aplicadas en el proceso de caracterización de las situaciones ambientales, concretamente en lo relativo a amenazas de alta contaminación atmosférica, sobre los resultados obtenidos. Con ello se pretende alcanzar una valoración crítica de tales instrumentos y de su capacidad para sustentar conclusiones consistentes, que puedan tener una trascendencia y significación política y social relevantes.

Al respecto, las hipótesis concretas se plantean en estos términos: habida cuenta de que los datos de contaminación atmosférica se recogen habitualmente en un corto número de observatorios y que a partir de ellos se procede a realizar una interpolación espacial para generar un patrón o cobertura completa del territorio ¿qué diferencias y similitudes emergen en los patrones obtenidos con distintas técnicas de interpolación? ¿en qué medida las conclusiones sobre in-justicias ambientales se ven alteradas por la variabilidad en los resultados de la interpolación? Esto es, las diferencias entre los patrones interpolados ¿conducen, pese a todo, a un juicio fundamentalmente similar o por el contrario avalarían valoraciones contradictorias? El asunto es de suma importancia, por cuanto, permitiría establecer el grado de confianza imputable a las distintas técnicas y, en definitiva, concluir acerca de si la elección y aplicación de una u otra técnica de interpolación es crítica (i. e. decisiva sobre los resultados) o por el contrario cabe sostener un cierto grado de "indiferencia" técnica, es decir, que los distintos procedimientos conducen a una conclusión sensiblemente similar y por tanto consistente.

Específicamente la investigación se ha centrado primero en conocer qué patrón espacial de contaminación se genera en la ciudad de Madrid usando dos métodos de interpolación: el kriging ordinario y el basado en la media ponderada por el inverso de la distancia (*Inverse Distance Weighting*, IDW-PID). El indicador de contaminación elegido ha sido el número de días que a lo largo de un período reciente de diez años se ha superado la cifra crítica de concentración de PM₁₀ en la atmósfera. Sus resultados han sido luego confrontados con los de los niveles de renta per cápita, mediante operaciones con SIG y tratamientos estadísticos, al objeto de visualizar y evaluar las desigualdades ambientales entre las distintas zonas de renta. La comparación y consideración de las diferencias emergidas tras aplicar los dos métodos de interpolación permitirán arrojar nueva luz sobre la validez y limitaciones de la metodología.

Adicionalmente, y dentro de la preocupación metodológica, otro objetivo del estudio ha recaído en explorar formas avanzadas de visualización de patrones y relaciones espaciales soportadas con SIG, que mejoren y enriquezcan la aprehensión de fenómenos poco perceptibles en el paisaje urbano, pero de extraordinario interés y

significación para la calidad de vida, el bienestar, la justicia ambiental, las políticas urbanas y, en definitiva, para el desarrollo social y ambientalmente sostenibles.

En el apartado siguiente se concretan los datos y métodos adoptados y a continuación se examinan los resultados de la interpolación y se exhibe el patrón espacial de la renta per cápita, aprovechando las sofisticadas potencialidades de visualización de los SIG en 2D y 3D. Seguidamente se realiza el análisis espacial y estadístico conjunto entre las capas de polución interpoladas y la de renta per cápita, comparando los hallazgos alcanzados, para terminar formulando un balance y conclusiones.

2. CONSIDERACIONES METODOLÓGICAS Y TÉCNICAS

2.1. Las fuentes de datos y el ámbito de estudio

La información ambiental proviene de la Red Automática de Vigilancia de la Calidad Atmosférica del Ayuntamiento de Madrid de la que hemos utilizado 25 estaciones desplegadas por diversas zonas de la ciudad. El periodo seleccionado ha sido 1997-2006 y el indicador utilizado el número de días con concentraciones de PM_{10} superiores a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. No sólo es importante que se superen determinadas concentraciones de este contaminante, sino también el tiempo de exposición de las personas al mismo, por eso se ha elegido un periodo de 10 años que representa más fielmente las condiciones ambientales en las que discurre la vida de las personas. La legislación vigente establece dos tipos de valor límite de contaminación por PM_{10} para la protección de la salud humana: un valor límite diario y un valor límite anual. El valor límite diario para las PM_{10} , se sitúa en $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que no debe rebasarse más de 35 días al año, para preservar una adecuada protección de la salud de los ciudadanos; es este umbral el que se ha adoptado en este estudio.

Las partículas en suspensión abarcan un amplio espectro de sustancias orgánicas o inorgánicas, dispersas en el aire, procedentes de fuentes naturales y artificiales. La combustión de carburantes fósiles generada por el tráfico (la principal fuente de contaminación por partículas en la ciudad de Madrid) puede producir diversos tipos de partículas: partículas grandes, por la liberación de materiales inquemados (cenizas volátiles), partículas finas, formadas por condensación de materiales vaporizados durante la combustión, y partículas secundarias, generadas mediante reacciones químicas entre los contaminantes desprendidos como gases en la atmósfera. En la figura 1 se representan los principales sectores económicos motrices que contribuyen a emisión de partículas inferiores a 10 micras (PM_{10}).

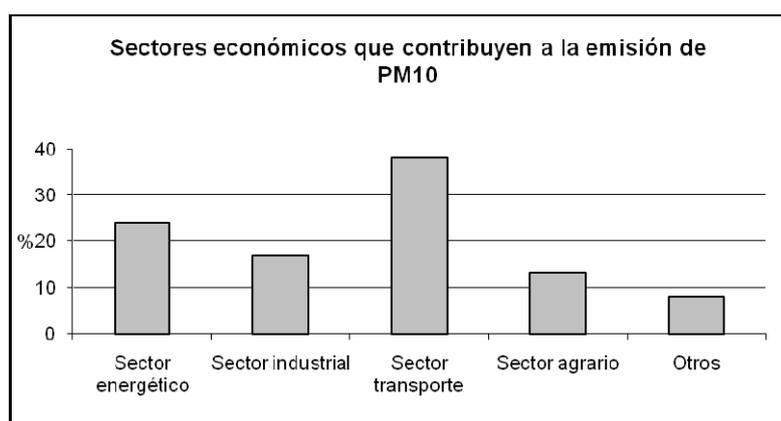


Figura 1. Principales emisores de PM_{10}

En relación con sus efectos sobre la salud se suelen distinguir las PM_{10} (partículas “torácicas” menores de 10 micras (μm), que pueden penetrar hasta las vías respiratorias bajas), las $PM_{2.5}$ (partículas “respirables” menores de $2,5 \mu\text{m}$, que pueden penetrar hasta las zonas de intercambio de gases del pulmón), y las partículas ultrafinas, menores de 100 nm (nanómetros), que pueden llegar a pasar al torrente sanguíneo. Los estudios toxicológicos indican que las partículas finas de origen antrópico, especialmente las generadas por la combustión de carburantes

fósiles, provocan mayores daños sobre la salud que las partículas de origen geológico, como el polvo sahariano, al que a veces se suele imputar la contaminación.

Numerosos estudios epidemiológicos afirman que existe una relación entre la exposición al material particulado atmosférico y diversos efectos adversos sobre la salud, tales como afecciones respiratorias y cardiovasculares. Su influencia sobre el clima se recoge también en algunos estudios que tratan de evaluar la influencia de las partículas sobre el balance radiactivo, formación de nubes y albedo. Finalmente los ecosistemas también sufren los efectos de la exposición a las partículas atmosféricas ya que su deposición puede suponer la acidificación y eutrofización de suelos y aguas superficiales y repercutir sobre la composición de las aguas subterráneas (Querol *et al.*, 2006, 5).

Este contaminante es uno de los indicadores más utilizados en los informes sobre calidad y salud de la OMS, en los de la Agencia Europea de Medio ambiente (AEMA), en el Programa APHEIS (Contaminación atmosférica y Salud: un Sistema de Información Europeo) y, en general, en todos los informes que se elaboran sobre calidad del aire.

Considerando el espacio urbano de Madrid, las estaciones de contaminación son aún escasas y no están homogéneamente repartidas, lo que implica un sesgo como muestra espacial, por lo que para examinar la situación con mayor detalle se ha debido proceder a la interpolación espacial del contaminante para generar información de la contaminación estimada en aquellas zonas carentes de datos (ver figura 2). El resultado serán capas raster, para las que se eligió una resolución alta (50 m) que permitiese tratamientos y agregaciones posteriores flexibles.

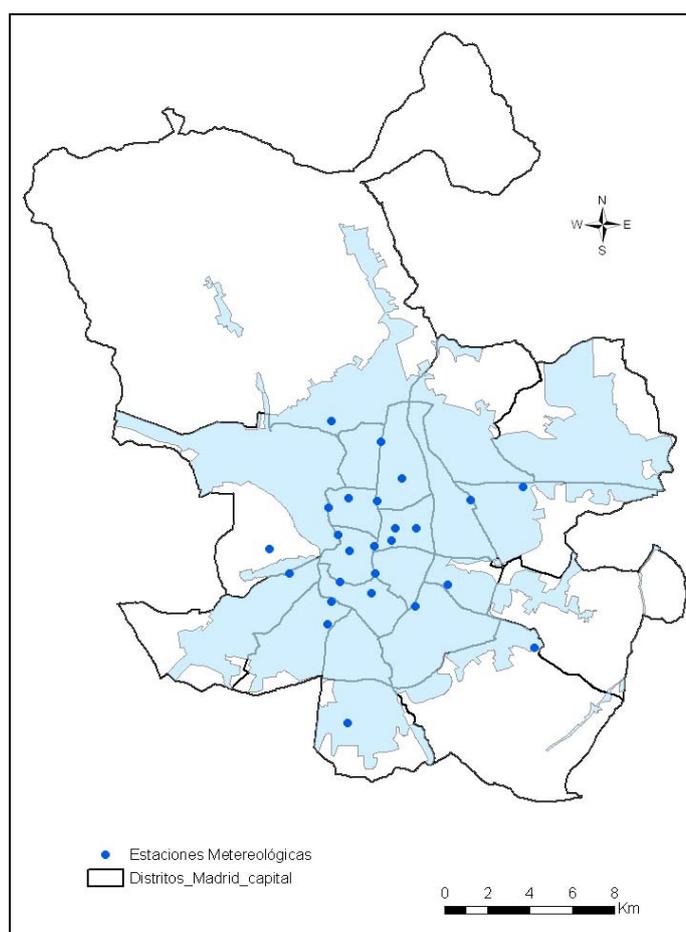


Figura 2. Distribución de las estaciones de contaminación en el municipio de Madrid.

En cuanto a las fuentes de información socioeconómica, se eligió el indicador de renta familiar disponible territorializada (RPC 2000) elaborada por el IECM (Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid), adoptando como año de estudio una fecha intermedia dentro del período considerado para los datos de polución. Las unidades estadísticas más desagregadas espacialmente disponibles para dicho indicador las constituyen las secciones censales del municipio de Madrid, según la delimitación espacial establecida para el padrón de 1996. Aunque brevemente, conviene tomar conciencia de que el domicilio es una referencia muy parcial (en términos espacio-temporales) de las condiciones atmosféricas vividas por cada ciudadano, pues éste se desplaza y permanece en lugares muy diversos de la ciudad, según sus circunstancias personales a lo largo del tiempo.

Las unidades de análisis a nivel detallado no son pues compatibles, por lo que la capa vectorial de secciones censales de 1996, conteniendo los datos de renta per cápita 2000, fue convertida a raster, adoptando píxeles de 50 m de resolución, para lograr una compatibilidad que garantizase los ulteriores tratamientos analíticos.

Como cartografía digital básica se ha usado la del IECM, en particular, las delimitaciones del Censo de Población y Vivienda del año 2001 para los distritos municipales, núcleos de población y término municipal. Su chequeo puso en evidencia que la capa de secciones censales de 1996 (con los datos de RPC 2000), era inconsistente con las del Censo de 2001 (sufría de un error de desplazamiento que alcanzaba en los casos más serios unas pocas decenas de metros). Por tal razón se sometió a una corrección geométrica con el fin de ajustar espacialmente esta capa a las anteriores. Ello se ejecutó con la herramienta *Spatial adjustment* disponible en ArcGIS (se facilitaron interactivamente un conjunto de vectores de desplazamiento, repartidos homogéneamente por toda el área, y se usó una transformación afin, con la opción de ajuste de bordes *-Edge snapping-*). Como resultado se comprobó que los errores se habían reducido en torno a 7 m.

En lo relativo al ámbito de estudio, se consideró adecuado restringirlo al espacio ocupado por los núcleos de población, según se definieron en el Censo de Población y Vivienda de 2001, por constituir el escenario donde mayoritariamente transcurre la vida de los madrileños, desechando los restantes territorios no urbanizados.

2.2. Métodos y técnicas

a) Tratamiento e interpolación de datos del ambiente atmosférico

El modelado espacial de la variable nº de días con concentraciones de PM₁₀ superiores a 50 µg/m³ se ha realizado con dos métodos de interpolación diferentes. Uno, determinista, exacto y local, la *media ponderada por el inverso de la distancia* (IDW-PID), y otro, un método geoestadístico y analítico, el *kriging ordinario*, que tiene en cuenta la autocorrelación espacial de la variable a interpolar. Ambos métodos utilizan la misma fórmula de cálculo:

$$Z(s_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i * Z(s_i), \text{ donde } Z(s_0) \text{ es el valor que se intenta predecir para el lugar } s_0, N \text{ es el número de puntos}$$

muestrales alrededor del lugar que se va a predecir y que serán tenidos en cuenta en el cálculo, λ_i es el peso asignado a cada punto muestral y $Z(s_i)$ es el valor observado del lugar s_i .

Lo que diferencia a ambos métodos es el procedimiento de cálculo de los pesos asignados a los valores muestrales. En el caso del IDW-PID los pesos se determinan mediante la formula: $\lambda_i = d_{i0}^{-p} / \sum_{i=1}^N d_{i0}^{-p}$, donde d_{i0} es la distancia entre el lugar de predicción s_0 y cada lugar muestral s_i , a medida que la distancia se hace más grande, el peso es reducido por un factor p (Cañada, 2007, 793).

En el kriging ordinario los pesos se calculan mediante la función del semivariograma, cuyo ajuste más frecuente se realiza mediante el modelo esférico que adopta la siguiente expresión:

$$\gamma(h) = \begin{cases} \theta_s \left[\frac{3 \|h\|}{2 \theta_r} - \frac{1}{2} \left(\frac{\|h\|}{\theta_r} \right)^3 \right] & \text{si } 0 \leq \|h\| \leq \theta_r \\ \theta_s & \text{si } \|h\| > \theta_r \end{cases}, \text{ donde } \theta_s \geq 0 \text{ es el } \textit{partial sill} \text{ (meseta parcial) y } \theta_r \geq 0 \text{ es el } \textit{range}$$

$\gamma(h) = \theta_s \text{ si } \theta_r < \|h\|$
 (alcance) (Cañada, 2007,840).

La frecuencia acumulada del número de días en que se han superado los 50 µg/m³ en el periodo 1997-2006 en las 25 estaciones del municipio de Madrid constituye la información de partida a la que hemos aplicado las dos técnicas de interpolación mediante la extensión *Geostatistical Analyst* de ArcGIS.

Después de varios ensayos, los parámetros utilizados en los dos métodos de interpolación son aquéllos que han producido los menores errores en la predicción, y están recogidos en la tabla 1, donde también figuran los estadísticos que permiten validar los modelos.

En ambos casos la forma de búsqueda de vecindad ha sido un círculo dividido en octantes, por ser esta fórmula la que menos errores producía en los ensayos previos. Hemos intentado utilizar los menos vecinos posibles para introducir menos ruido siempre que el resultado final no empeorase. Con el método de la *media ponderada por el inverso de la distancia* se utiliza el óptimo valor de p (2,38) para calcular los pesos, sin embargo con el *kriging ordinario*, el proceso es mucho más complejo, ya que calcula la función del semivariograma, siguiendo el modelo esférico, donde además hemos cambiado los parámetros por defecto para ajustar mejor los resultados. En el ajuste del semivariograma, el número de intervalos (*lags*) lo hemos ampliado a 14 y hemos reducido su amplitud a 950 m. La función resultante ha sido: 3650*Spherical(5175,9)+7753,7*Nugget.

En cuanto a la validación del modelo, mientras que el IDW sólo proporciona la media de los errores de la predicción y el error cuadrático medio, el kriging da mucha más información, como se puede apreciar en la tabla 1. Según podemos comprobar la validación cruzada (*cross validation*) nos permite afirmar que el modelado llevado a cabo con el kriging proporciona resultados más satisfactorios que con el IDW-PID, al obtener una media de los errores de la predicción más reducida y un menor error cuadrático medio. El resto de los parámetros sólo nos permite valorar el modelado del kriging, como por ejemplo que la media estandarizada de los errores de la predicción es 0, que el error cuadrático medio está próximo a 1 y que el error típico medio está próximo al error cuadrático medio.

	PARAMETROS UTILIZADOS				VALIDACIÓN DEL MODELO: ERRORES DE LA PREDICCIÓN				
	Nº vecinos	p	Búsqueda a vecindad	Función Semivariograma	\bar{X} errores	Error cuadrático medio	\bar{X} estandarizada	Error típico medio	Error cuadrático medio estandarizado
IDW	7/4	2,38	Círculo dividido en octantes		2,34	138,3			
KRIGING	10/5		Círculo dividido en octantes	Modelo esférico	0,49	127,7	0,003	131	0,98

Tabla 1. Parámetros utilizados en los métodos de interpolación y validación del modelo.

Las capas obtenidas de la interpolación las hemos transformado a raster con un tamaño de celda de 50 m. En el proceso de generación de dicha capa raster se pudo constatar que, mientras la capa interpolada con el IDW-PID no experimentaba ningún cambio en la amplitud de los valores pronosticados, que por otra parte coincidían con los del Kriging (oscilando entre 409 y 894 días en que se superaron los 50 µg/m³), la capa del Kriging, al transformarla a raster, sufría un “recorte” en sus cifras, bajando sus valores máximos de 893 a 815 y subiendo los mínimos de 409 a 482, consecuencia del fuerte suavizado que realiza.

Con la extensión *Spatial Analyst*, se reclasificaron ambas capas en 6 intervalos con objeto de realizar comparaciones y ayudar a su descripción. Con posterioridad las hemos “recortado” espacialmente con la capa del núcleo de población de Madrid (mediante una operación de álgebra de mapas, con *Raster calculator*) para circunscribirla al ámbito de estudio.

Finalmente hemos restado las dos capas resultantes de la modelización para ver las mayores y menores diferencias espaciales entre ambos modelos, proceso realizado mediante la extensión *Spatial Analyst* de ArcGIS.

b) Tratamientos cartográficos.

En cuanto a técnicas cartográficas se ha utilizado del programa ArcGIS (ArcMap) para la realización de los mapas temáticos en dos dimensiones, tanto las de tipo raster como las vectoriales, y el módulo ArcScene para todas las representaciones tridimensionales, buscando explotar sus sobresalientes prestaciones técnicas para obtener resultados visuales eficaces y, eventualmente, novedosos.

c) Tratamientos para medir la justicia ambiental

Las operaciones conducentes a caracterizar la frecuencia de excesivas PM₁₀ en la atmósfera para las distintas zonas de renta en Madrid han consistido en:

- Conversión a raster de la capa vectorial de renta per cápita con una resolución coherente con la de las capas de polución (50 m).
- Obtención de la distribución del área del núcleo urbano según niveles de renta y días de excesivas partículas. Ello implicó una tabulación cruzada entre dos capas raster, la interpolada y la de rentas. Ambos tratamientos se ejecutaron con ArcGIS.
- Obtención de porcentajes a partir de la tabla de frecuencias y de diagramas de barras (realizados con el sistema estadístico NCSS).

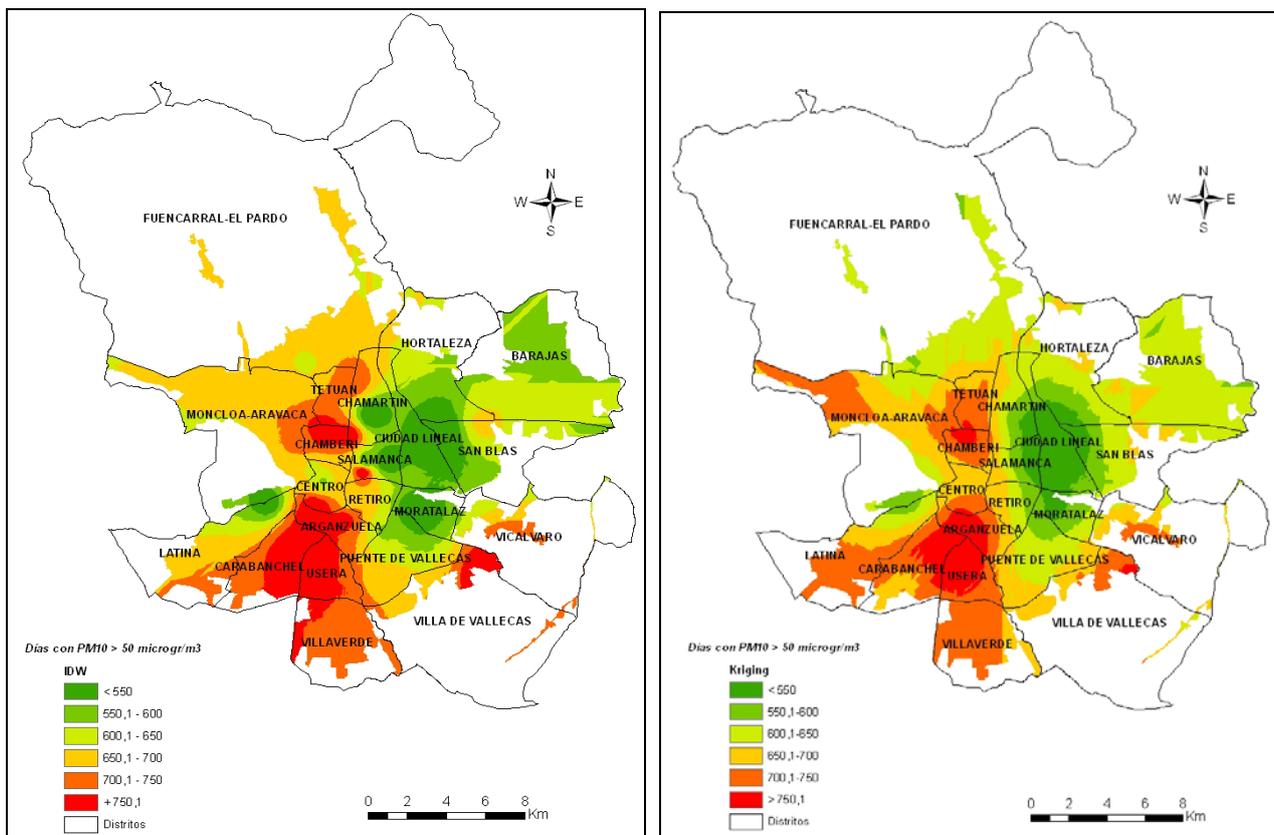
3. RESULTADOS DE LA INTERPOLACIÓN DEL INDICADOR DE POLUCIÓN URBANA: ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN

3.1. Análisis del patrón espacial del número de días con polución atmosférica excesiva por partículas (PM₁₀) con el método del IDW-PID y del Kriging

Como resultado del modelado de los días con PM₁₀ superior a 50 µg/m³ con los dos métodos de interpolación hemos obtenido sendos mapas de coropletas en dos dimensiones, utilizando el programa ArcGIS (ArcMap), en los que se han representando la misma variable agrupada en cinco intervalos y que a grandes rasgos presentan casi una idéntica distribución espacial (figuras 3 y 4), con una zona oriental, en color verde, con el menor número de días en que se supera el umbral de los 50 µg/m³ y un sector centro occidental, en color rojo, con el mayor número de días. Este patrón se repite con los dos métodos de interpolación.

El examen del mapa modelado por el IDW-PID (figura 3) nos muestra tres sectores donde más veces se supera el umbral diario de 50 µg/m³: una zona central en torno a los distritos de Chamberí y Tetúan, otro sector al sur, extendido por Arganzuela, Usera y Carabanchel, y una tercera zona en torno a Vallecas por el sureste. Las razones que explican esta disposición son: en el primer caso la alta densidad de tráfico de esos distritos, en torno al Paseo de la Castellana, Glorieta de Gregorio Marañón y Cuatro Caminos; en el segundo y tercer caso hay que mencionar además del tráfico (como ocurre en la Plaza de Fernández Ladreda), el ser zonas con una pobre cobertura vegetal, con grandes espacios de suelos desnudos secos, más fácilmente erosionables y expuestos durante todo el año a la acción del viento. Estas circunstancias unidas a las bajas precipitaciones, que provocan un menor lavado de la atmósfera, influyen en que estas partículas permanezcan durante más tiempo en suspensión en el aire. Otro factor que también contribuye es de tipo meteorológico y es la intensa actividad convectiva, inducida por la alta insolación sobre estas zonas de suelos desprotegidos, que se registra a finales de la primavera y durante el verano (Ayuntamiento de Madrid, 2006).

Las zonas con menor frecuencia de días superiores a 50 µg/m³ se pueden dividir en dos sectores, uno al este, con los distritos de Salamanca, Chamartín y Ciudad Lineal, donde existen menos de 550 días de superación del umbral, y otro, al oeste, en torno a la Casa de Campo de menor extensión.



Figuras 3 y 4. Distribución espacial del número de días con PM₁₀ superiores a 50 µg/m³ en Madrid (1997-2006), según el método de interpolación IDW-PID (izquierda) y según el Kriging (derecha).

Si analizamos el mapa resultante del modelado por el Kriging (figura 4) nos encontramos la misma distribución espacial. Unas zonas en tonos verdes ocupando la misma localización que hemos visto con el anterior método, si bien, en el nuevo mapa, este espacio verde aparece más extendido hacia el norte, alcanzando el distrito de Fuencarral-El Pardo. En cuanto a las zonas con mayor contaminación por partículas (tonos rojizos-anaranjados) se localizan igualmente en dos sectores, uno al norte, en torno a Tetuán y Chamberí, pero con un apéndice hacia el extremo noroeste del municipio (distrito de Moncloa-Aravaca), y otro al sur, de mayor importancia y extensión, como en el caso del IDW-PID, donde se superan los 700 días por encima del umbral establecido. Son los distritos de Carabanchel, Usera y Villaverde, distritos con una elevada población (500.000 habitantes según datos del Ayuntamiento de Madrid, 2010) y por lo tanto con mayor número de personas expuestas a los problemas de salud que ocasiona la contaminación por partículas.

Al examinar en detalle ambos mapas observamos una serie de diferencias. En el mapa de interpolación por el IDW-PID destaca un mancha roja en el barrio de Salamanca que no aparece en el Kriging y que corresponde a la estación de contaminación de Escuelas Aguirre, que presenta 799 días superando los 50 µg/m³, pero al estar rodeada por otras estaciones con valores mucho más bajos, el suavizado realizado por el kriging la ha eliminado. Igualmente sucede con una mancha en color verde, en torno a la estación de la Plaza del Carmen, en el distrito Centro, con tan solo 594 días de superación, rodeada de otras estaciones con valores por encima de 750 días. Es decir, el modelado realizado con el kriging, elimina los valores más altos y también los más bajos, de cara a obtener un menor error en la estimación, lo que produce un suavizado generalizado. Por el contrario el modelado con IDW, tiende a crear puntos de concentración o a formar islas (“ojos de buey”) en torno a los puntos muestrales (figuras 3 y 4).

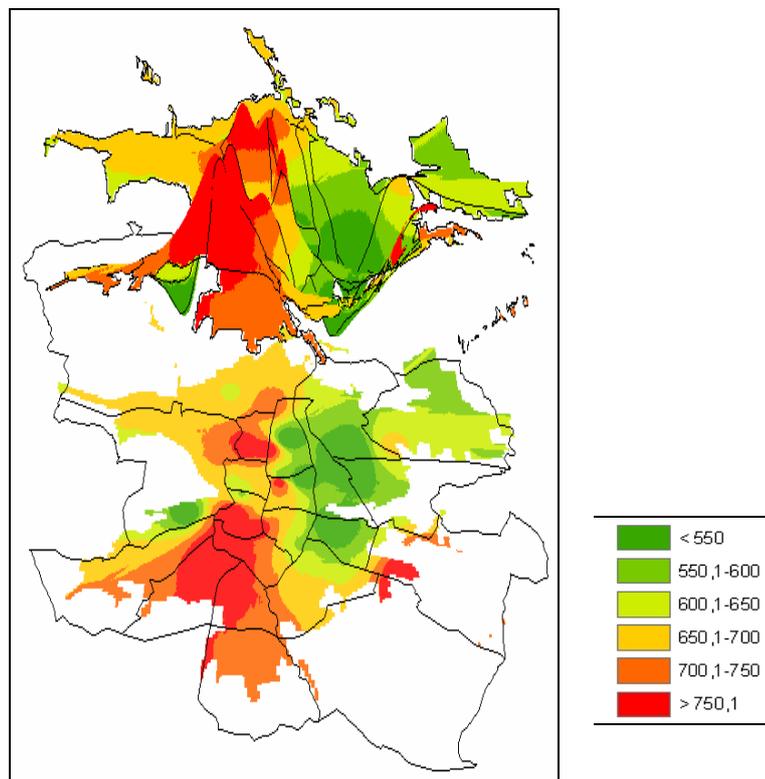


Figura 5. Visualización en perspectiva en 2D (abajo) y 3D (arriba) de las capas interpoladas con IDW-PID.

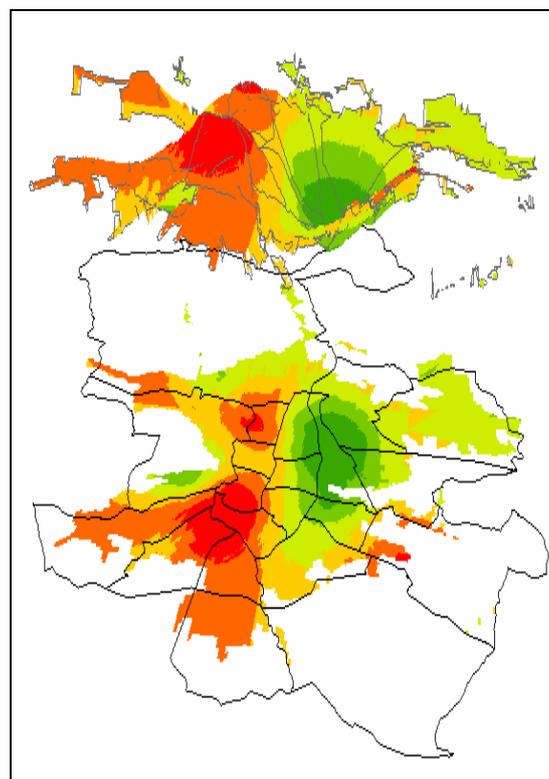


Figura 6. Visualización en perspectiva en 2D (abajo) y 3D (arriba) de las capas interpoladas con Kriging.

A continuación se ha utilizado la técnica de visualización tridimensional que permite apreciar mucho mejor las diferencias entre los dos métodos empleados, como se puede observar en las figuras 5 y 6. Para su realización se ha empleado la extensión ArcScene del programa ArcGIS. La visión tridimensional es sumamente atractiva para el mero observador, pero para el analista no tanto ya que el mapa en 3D plasma una única imagen y no las múltiples que se pueden obtener con dicho recurso, por ello hay que tener muy claro cuál es el objetivo que se persigue y tratar de representarlo. Además de la imagen en 3D se ha incluido debajo el mapa de coropletas de las figuras 3 y 4 que permiten referenciar mejor el territorio analizado y ayuda a apreciar qué aporta adicionalmente la representación cartográfica en 3D.

Con la visión en 2D se llegaba a la conclusión de que con el modelado realizado con el método de interpolación Kriging, al eliminarse los valores más altos y también los más bajos, de cara a obtener un menor error en la estimación, se producía un suavizado generalizado de la superficie, mientras que con el método IDW no. Además, dentro de cada intervalo no se podían apreciar las desigualdades existentes. Pues bien, con la representación en 3D lo anteriormente descrito se puede determinar más nítidamente: en la figura 5 con las capas interpoladas por el IDW-PID la elevaciones y depresiones en 3D son mucho más prominentes y las diferencias entre los datos interpolados se marcan mucho más, mientras que en la figura 6 la imagen en 3D es mucho más redondeada, sin grandes contrastes.

3.2. Análisis de las diferencias en los resultados generados por los métodos de la media ponderada por el inverso de la distancia (IDW-PID) y el Kriging

Iniciamos el análisis comparando los estadísticos descriptivos de los datos observados y de los estimados (tabla 2). La media en ambos métodos es muy parecida, aunque algo inferior que en los datos muestrales. Las mayores desigualdades las encontramos en el resto de estadísticos. Mientras que los datos pronosticados por el método del IDW-PID son similares a los datos observados, los del Kriging difieren enormemente, obteniendo un valor

máximo que se reduce de 894 hasta 815 y un valor mínimo que aumenta de de 409 a 482. Consecuencia de ello es una menor variabilidad (333) en este método frente al IDW (485).

ESTADÍSTICOS	DATOS OBSERVADOS	DATOS ESTIMADOS	
		IDW-PID	KRIGING
Media	668	656	655
Desviación típica	137	77	62
Máximo	894	894	815
Mínimo	409	409	482
Amplitud	485	485	333

Tabla 2. Estadísticos descriptivos de los datos observados y estimados (nº de días excediendo 50 µg/m³).

Es posible realizar un análisis más preciso si recurrimos al cálculo de píxeles para cada intervalo (tabla 3). El espacio ocupado por encima de 700 días (tonos rojizos en el mapa) representa el 26,7 % en la superficie interpolada por el IDW-PID, frente al 27,5% en la superficie interpolada por el kriging; existen mayores diferencias entre capas al comparar los intervalos por debajo de 600 días: 23,9% en el IDW y 14,7% en el Kriging. En la superficie obtenida con el Kriging, la clase entre 600 y 650 días que es la que presenta la máxima superficie, con el 34,6 % (véase tabla 3).

INTERVALOS	IDW-PID	%	KRIGING	%
<550	8450	8,7	6339	6,5
550,1-600	14839	15,2	8033	8,2
600,1-650	18261	18,7	33722	34,6
650,1-700	29880	30,6	22609	23,2
700,1-750	16144	16,5	21510	22,0
>750,1	10000	10,2	5361	5,5
TOTAL	97574	100	97574	100

Tabla 3. Superficie ocupada por cada intervalo en los dos métodos de interpolación.

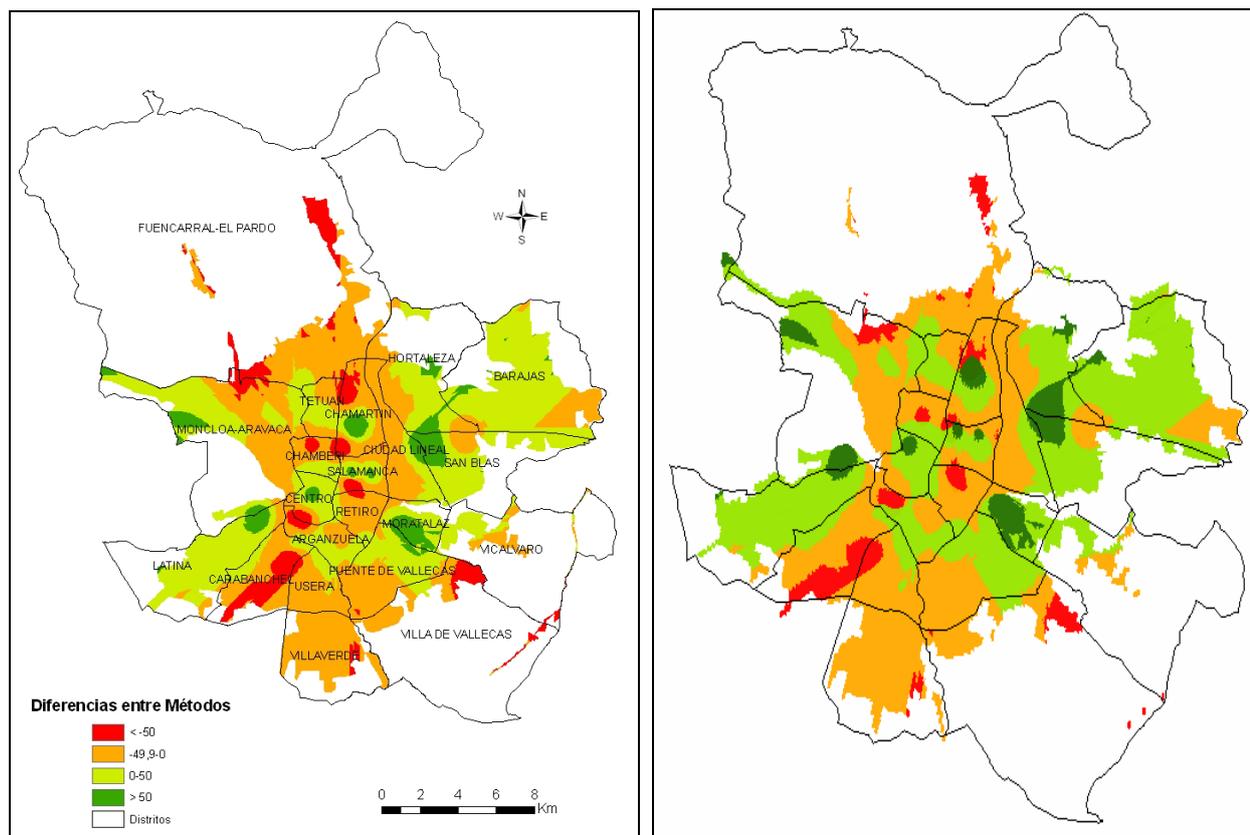
Para examinar más profundamente las diferencias resultantes entre los dos métodos hemos restado a la capa modelada por el Kriging la capa modelada por el IDW-PID y hemos obtenido el mapa de las diferencias, que también lo presentamos en 3 D para mejorar su visualización (figuras 7 y 8).

Apreciamos unas diferencias notables, que oscilan entre un mínimo de -126 y un máximo de 109 días. La media de las diferencias es de -0,67, muy pequeña (tabla 4).

MEDIA	-0,67
DESVIACIÓN TÍPICA	34,96
MÁXIMO	109
MÍNIMO	-126
AMPLITUD	235

Tabla 4. Estadísticos descriptivos de la capa de diferencias entre días estimados con excesivas partículas por ambos métodos.

En cuanto al patrón espacial de las divergencias (figuras 7 y 8), vemos que las mayores diferencias positivas entre ambos métodos se localizan en zonas con menor número de días de superación del umbral de PM₁₀, son zonas donde la interpolación por el Kriging había pronosticado unos valores por encima de los observados y de los pronosticados por el IDW-PID, de ahí que al restar esas capas, el resultado sea positivo, corresponde a los distritos de Ciudad Lineal, Moratalaz, y a la zona de la Casa de Campo que pertenece al distritos de Moncloa-Aravaca; representan respecto al total 7,7% (extremo derecho en el histograma (ver figura 9). Por el contrario las mayores diferencias negativas aparecen en las áreas donde se contabilizaban más días de contaminación por partículas, y es ahí donde la interpolación por el Kriging bajaba bastante los valores predichos respecto a los observados y los interpolados por el IDW-PID (de 894 días a 815 días), por esta razón al restar esos espacios el resultado es negativo.



Figuras 7 y 8. Diferencias entre los valores estimados mediante Kriging e IDW-PID en 2D (izquierda) y en 3D (derecha), para los días con excesivas partículas.

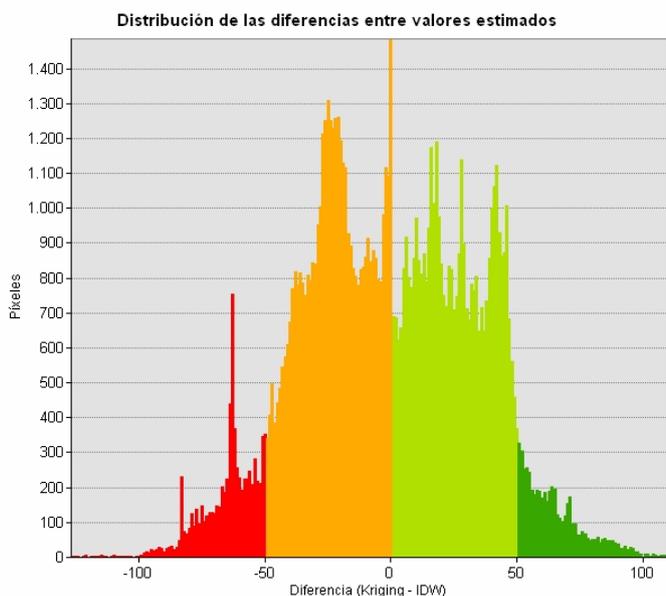


Figura 9. Histograma de las diferencias entre los valores estimados por ambos métodos.

En este caso la superficie ocupada es del 5,5 % (color rojo en el histograma de la figura 9). El resto de la superficie del núcleo urbano fluctúa entre -50 y +50 días de diferencia lo que representa el 86,7 % (tabla 5) representado en el histograma en color naranja y verde claro respectivamente (figura 9).

Respecto a la representación tridimensional de la figura 8, se aprecia que las diferencias más acusadas entre los dos métodos de interpolación tienden a localizarse en los lugares donde suceden los valores más extremos (máximos o mínimos) de días de partículas excesivas, cuyas causas se han expuesto previamente, permitiendo así tomar conciencia mejor de las áreas de influencia (en sentido estadístico-espacial) de los datos de dichas estaciones.

INTERVALOS	SUPERFICIE	%
<-50	7559	7,75
-49,9-0	43625	44,71
0-50	41008	42,03
> 50	5382	5,52
TOTAL	97574	100

Tabla 5. Superficie ocupada por cada intervalo en el mapa de las diferencias.

La valoración que podemos realizar de la utilización de ambos métodos de interpolación es que, aunque de manera general se repite el mismo patrón espacial, existen diferencias de detalle al comparar ambas superficies. Mientras que el método Kriging ofrece una mayor consistencia estadística, un análisis más elaborado, una interpolación menos brusca, con áreas de transición menos abruptas y con menores errores en la predicción, el IDW ofrece una menor complejidad en el cálculo, tiende a formar puntos de concentración “ojos de buey” en torno a los puntos muestrales, si bien los valores estimados están más próximos a los valores observados. Como ya hemos comentado anteriormente el Kriging reduce los valores más altos y aumenta los valores más bajos, dando como resultado un mayor suavizado y una mayor concentración en torno a los valores centrales. Esto tiene el inconveniente de que se obtienen unos valores pronosticados más distantes de la realidad observada, aunque muy

suavizados. Por el contrario el IDW, a pesar de la tendencia a generar “promontorios” algo abruptos, pronostica valores más cercanos a los observados.

4. EL PATRÓN ESPACIAL DEL ESTATUS DE RENTA PER CÁPITA

El indicador de renta familiar disponible territorializada que durante algunos años se obtuvo con una desagregación espacial elevada (secciones censales) proporciona una aproximación muy significativa a las desigualdades sociales intraurbanas en Madrid, de cara a permitir luego su cotejo con el indicador de calidad ambiental. Su transcripción espacial ha sido objeto de análisis por los autores en anteriores publicaciones (vid. Moreno Jiménez, 2003; Moreno Jiménez, 2007, 608-611; Moreno Jiménez y Cañada Torrecilla, 2007) por lo que aquí se realizará solo una descripción somera.

En general, el municipio de Madrid exhibe desequilibrios entre distritos situándose en el sur los que disponen de un menor nivel de renta y en el centro y noroeste los que tienen las rentas más altas (véase figura 10). Aflora claramente así la contraposición N-S, bien reconocida en la geografía social madrileña. Por distritos, el de Chamartín es el que tiene la renta disponible media más elevada de Madrid (19.678 €), seguido de Salamanca, Moncloa-Aravaca, Chamberí y Retiro cuya renta media supera los 16.800 €. En el lado opuesto tenemos los distritos con menos renta en Villaverde, Usera y Puente de Vallecas, con cifras en torno a los 8.500 €, ubicados en el sur (Ayuntamiento de Madrid, 2007).

Por barrios, los que disponen de rentas más altas son el Plantío, Valdemartín (en Moncloa-Aravaca) y la Piovera (en Hortaleza), donde la renta disponible supera los 30.000 €; con 29.206 € se encuentra el barrio del Viso en el céntrico distrito de Chamartín. ¿Qué características comunes presentan estas zonas para explicar su elevada renta? Son varias y entre ellas merecen citarse la existencia de urbanizaciones privadas y exclusivas con viviendas unifamiliares aisladas de elevado coste, precio de la vivienda nueva y usada muy altos, bajo paro registrado, población activa ocupada mayoritariamente en el sector servicios en funciones que requieren un alto nivel educativo y bajo número de inmigrantes. Valores característicos de ellos son:

- Paro por debajo del 7%.
- % de extranjeros por debajo del 10 %.
- Nivel educativo con presencia de gran número de licenciados y bachilleres.
- Renta familiar más alta, entre 10.000 y 16.500 €.
- Precio de la vivienda usada en el 2006 entre 4.100 y 5.200 €.

En el lado contrario, los barrios que tienen la menor renta disponible son Orcasur (6.894 €) y Entrevías (6926 €), seguidos por San Cristóbal, Orcasitas, Amposta, Arcos, Portazgo y Hellín (con rentas entre los 7.711 a los 7.769 €). Su ubicación está en los distritos de Usera, Puente de Vallecas, Villaverde y San Blas. Para comprender las razones del bajo nivel de renta se pueden apuntar estos otros rasgos:

- Paro entre un 10-12 %.
- % de extranjeros variando entre el 43 % el valor más alto y el 20-35 % en otros.
- Nivel educativo bajo, la mayor parte en las categorías de sin estudios, 1º grado, bachiller elemental, EGB y ESO.
- Renta familiar per cápita del año 2000 de las más bajas de Madrid, en torno a los 7.500-8.000 €.
- Precio de la vivienda usada en el 2006 oscilando entre 3.066 a 3.500 €/m².

En síntesis, la figura 10 no denota un patrón simple, debido a la compleja evolución de la metrópoli. Resumiendo los rasgos más conspicuos de esa representación tan detallada puede señalarse que:

- Las rentas superiores conforman varias manchas periféricas, sobre todo en el NW, N y NE, resultado de la suburbanización reciente de capas acomodadas. Por otro lado, dominan también en dos franjas, una N-S en torno al eje central de la Castellana (ubicación tradicional de la alta burguesía) y otra al NE en torno al tramo norte de los ejes de la orbital M-30 y de la calle Arturo Soria.

- Las capas medias aparecen multi-localizadas por todas las zonas de la ciudad: centro, áreas intermedias y periferia.
- Las rentas de menor cuantía, además de en el S, constituyen zonas de desigual tamaño en la parte norte, tanto interior (Tetuán), como periférica (Fuencarral, Hortaleza), así como en el E (San Blas, Ciudad Lineal). Son la herencia poligénica de, por un lado, el crecimiento tentacular de la segunda mitad del XIX y primera del XX, y por otro, de los poblados de viviendas sociales y las promociones privadas para capas populares erigidas desde los años cincuenta de la pasada centuria.

Se constata, pues, una estructura interna de la ciudad un tanto abigarrada, en la que afloran componentes concéntricos, radiales y nucleares, no adaptándose a ninguno de los esquemas popularizados en los manuales de geografía urbana.

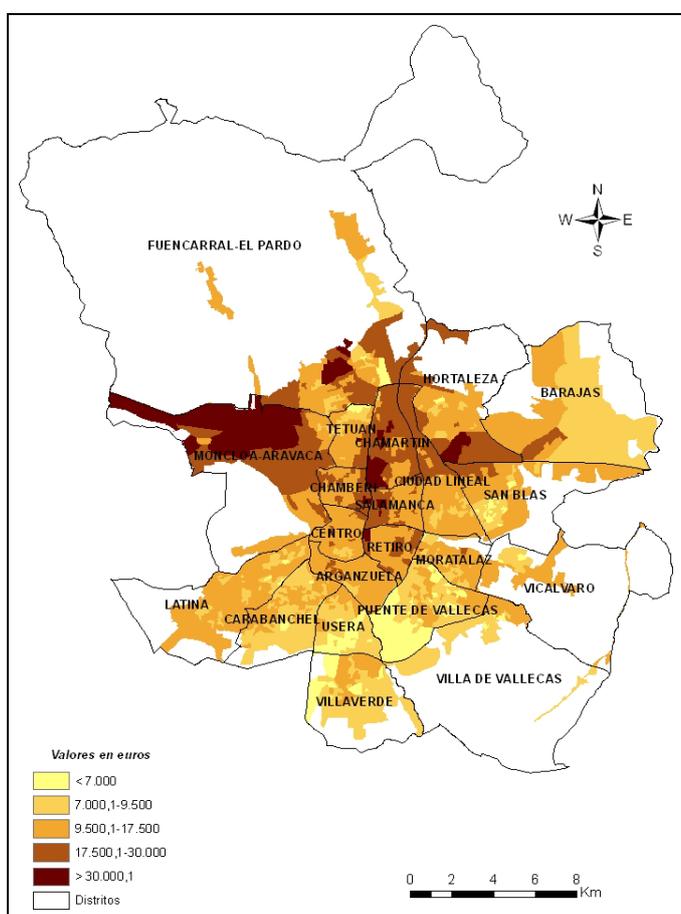


Figura 10. Distribución de la renta per capita en Madrid por secciones censales, año 2.000.

5. DESIGUALDADES EN LA FRECUENCIA DE CONTAMINACIÓN POR PARTÍCULAS EN LA ATMÓSFERA (PM₁₀) MADRILEÑA SEGÚN ZONAS DE RENTA PER CÁPITA

Tras obtener, presentar y valorar separadamente la distribución espacial de los indicadores ambiental y humano seleccionados, este apartado constituye la etapa final, abordando el análisis de la distribución espacial conjunta de las dos variables, al objeto de determinar las eventuales desigualdades e injusticias ambientales que aflorarían, según el método adoptado. A tal fin se recurrirá a un conjunto de resultados tabulares, gráficos y cartográficos que aportan visiones complementarias para conseguir desvelar esa elusiva relación espacial. Se examinarán por separado primero los resultados con cada método de interpolación, para luego compararlos entre sí y concluir.

5.1. Diagnóstico de la justicia ambiental con el patrón de polución por PM₁₀ interpolado mediante el método IDW-PID

La distribución del espacio urbano según la ocurrencia estimada de días con altas PM₁₀, teniendo en cuenta las distintas zonas de renta, aporta una primera aprehensión de las distintas condiciones ambientales que se soportan. En el caso del método IDW-PID (figura 11 y tabla 6), y fijándonos en los datos de la última fila de la tabla 6 y la barra (negra) del total de Madrid en la figura 11, el reparto del suelo urbano exhibe un aumento gradual desde los niveles más bajos de ocurrencia hasta el intervalo de 650-700 días, para luego descender paulatinamente. El perfil de los espacios ocupados por los distintos grupos de renta (filas de la tabla 6 y barras de la figura 11) muestra particularidades de diverso significado y alcance respecto a esa tendencia general en la urbe. En ciertos casos el perfil resulta sensiblemente similar (caso del grupo de 9.500-17.500 €), pero en otros hay divergencias notables, incluso exageradas (caso del grupo de > 30.000 €).

Es a partir del análisis comparativo de los porcentajes horizontales de la tabla 6 entre cada grupo de renta y el conjunto de Madrid, como se puede apreciar en qué medida un ambiente atmosférico más o menos perturbado por episodios de excesiva polución por PM₁₀ afecta al entorno habitado por tales grupos. En aras de facilitar el discernimiento se ha obtenido la tabla 7 en la que se exhiben las diferencias (tabla 7) entre los porcentajes de cada grupo de renta (en las filas) y los del total de Madrid (última fila), resaltando en color las diferencias positivas que exceden de 4 puntos porcentuales positivos (casillas en amarillo), las cuales indican una presencia relativa mayor (i.e. excesiva) del espacio urbano de ese grupo de renta en el correspondiente intervalo de días contaminados, respecto a Madrid.

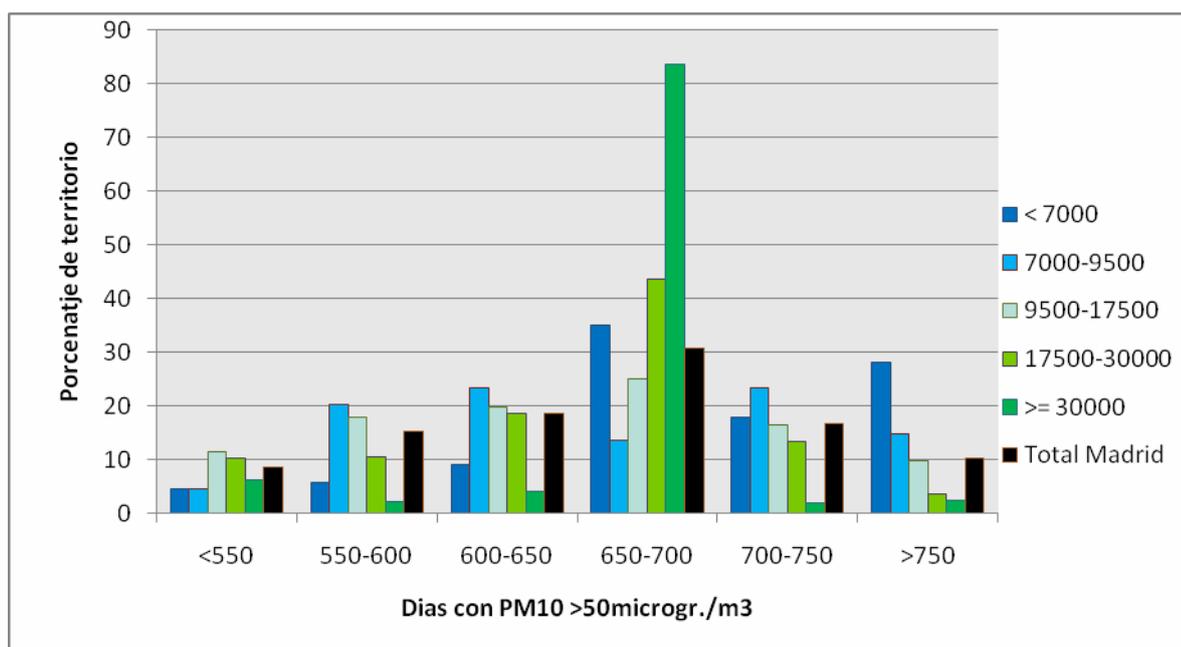


Figura 11. Distribución de la superficie del núcleo urbano de Madrid según nivel de renta per cápita 2000 y número de días excediendo 50 µg/m³ de PM₁₀ 1997-2006 (interpolación con IDW-PID).

RPC (€) 2000	Número de días excediendo 50 µg/m³ en el período						TOTAL
	<=550	550-600	600-650	650-700	700-750	>750	
< 7000	4.5	5.73	9	34.9	17.84	28.02	100
7000-9500	4.6	20.21	23.45	13.63	23.43	14.67	100
9500-17500	11.31	17.88	19.85	24.91	16.42	9.64	100
17500-30000	10.3	10.39	18.57	43.69	13.39	3.67	100
>= 30000	6.12	2.16	4.04	83.53	1.85	2.3	100
Total núcleo	8.67	15.19	18.68	30.65	16.56	10.26	100

Tabla 6. Distribución de la superficie del núcleo urbano de Madrid según nivel de renta per cápita 2000 y número estimado de días excediendo 50 µg/m³ de PM₁₀ 1997-2006 (interpolación con IDW-PID).

RPC (€) 2000	Número de días excediendo 50 µg/m³ de PM ₁₀ en el período					
	<=550	550-600	600-650	650-700	700-750	>750
< 7000	-4.2	-9.5	-9.7	4.3	1.3	17.8
7000-9500	-4.1	5	4.8	-17	6.9	4.4
9500-17500	2.6	2.7	1.2	-5.7	-0.1	-0.6
17500-30000	1.6	-4.8	-0.1	13	-3.2	-6.6
>= 30000	-2.5	-13	-14.6	52.9	-14.7	-8
Total núcleo	0	0	0	0	0	0

Nota: En amarillo diferencias superiores (exceso) a 4 puntos porcentuales sobre conjunto de la ciudad.

Tabla 7. Diferencias superficiales porcentuales entre cada zona de renta y nivel de PM₁₀ respecto al núcleo de Madrid (interpolación con IDW-PID).

La caracterización estadística de las zonas de renta según los resultados del método IDW-PID podría entonces resumirse así:

- Rentas bajas (<7000 €): Aparecen como claramente desfavorecidas por cuanto superan con mucho al promedio de la capital en el intervalo máximo de nº de días con demasiadas PM₁₀ (>750 días) y algo también en un intervalo medio-alto (650-700 días).
- Rentas medio-bajas (7000-9500 €): Su situación es dispar; los resultados parecen indicar que algunas de estas zonas exceden al promedio de la capital en los intervalos altos de ocurrencia de exceso de PM₁₀ (>700), en tanto que en otras áreas presentan menor frecuencia relativa (intervalos de 550-650 días).

- Rentas medias (9500-17500 €): Están en bastante sintonía con el conjunto de la ciudad, por lo que no estarían “discriminadas”.
- Rentas medio-altas (17500-30000 €) y altas (≥ 30000 €): superan al promedio de la capital en un intervalo (número) medio-alto de días con exceso de PM_{10} , siendo especialmente exagerado en el caso del último grupo mencionado. Podría decirse, por tanto, que estos resultados les sitúan en una posición un poco desfavorable también en el conjunto de la capital.

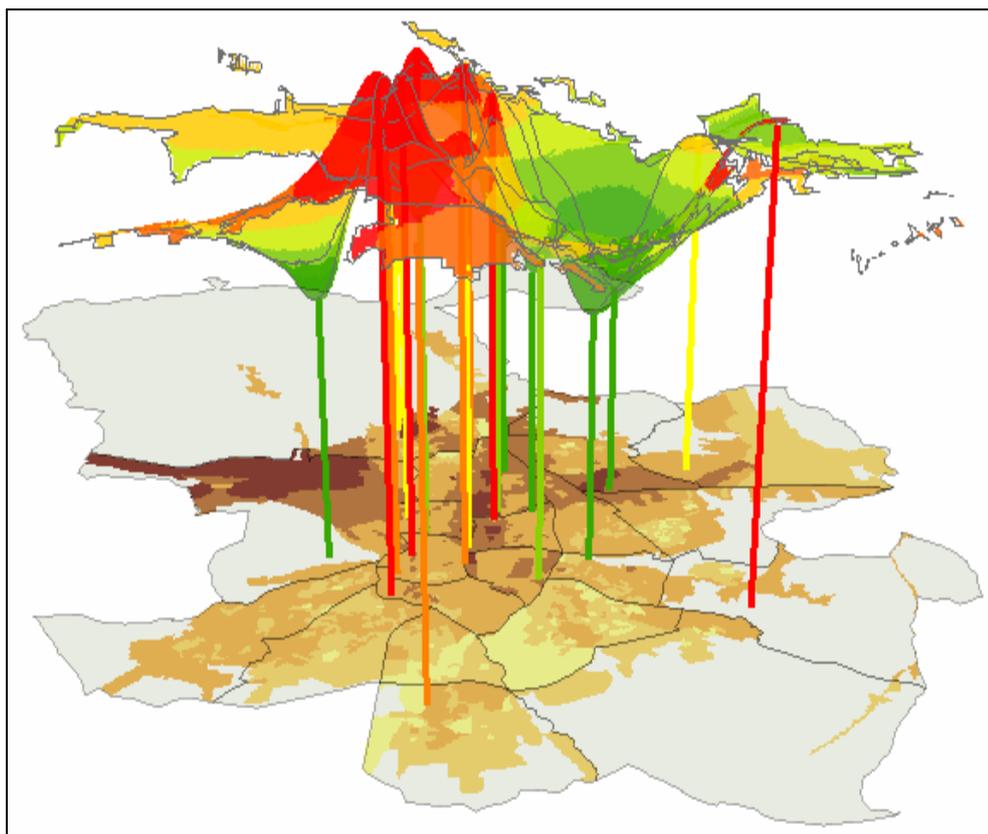


Figura 12. Representación de las zonas de renta (abajo) y los días estimados (con IDW-PID) de excesivas PM_{10} (arriba), junto con los “mástiles” de las estaciones medidoras de contaminación, simbolizadas (en altura y color) según los valores observados (días de excesiva contaminación) en Madrid.

A partir de la figura 12 donde se muestra conjuntamente las zonas de renta y los días estimados con exceso de PM_{10} es posible visualizar las coincidencias espaciales más significativas. Las áreas con grupos de bajas rentas y mucha contaminación convergen en la parte sur (distritos de Usera y Villaverde), debido a la influencia de la estación (en rojo) situada en la parte meridional junto al río Manzanares (entre Arganzuela y Carabanchel). Por su parte, las zonas de más renta y contaminación medio-alta son abundantes en el NW (Moncloa-Aravaca). Las áreas de rentas medio-altas y contaminación medio-alta son más frecuentes en el NW y en torno al eje N-S de la Castellana en el centro de la capital.

5.2. Diagnóstico de la justicia ambiental con el patrón de contaminación por PM_{10} interpolado mediante el método Kriging

En el caso del método Kriging (figura 13 y tabla 8) la distribución del espacio urbano del núcleo madrileño (barra negra) ofrece de nuevo frecuencias crecientes hasta el intervalo 600-650, para luego disminuir un poco (en realidad aparece una hombrera) y caer bruscamente en el último intervalo. En realidad, se constata que en tres intervalos centrales se produce una concentración mucho mayor del área madrileña, en detrimento de las clases extremas (que se reducen bastante). Ello concuerda con lo ya señalado anteriormente acerca de las estimaciones más “suavizadas” que genera este método.

En la distribución de las zonas de renta por intervalos de polución afloran particularidades significativas que señalaremos selectivamente. El ámbito de las rentas medio-bajas cambia sustancialmente, pues ahora crece mucho en el intervalo de 600-650 días. Similar incremento en ese intervalo exhibe también el grupo de rentas medias 9500-17500 € (ahora modal), en menoscabo del inmediato inferior (550-600 días) y de los dos superiores. El grupo de rentas medio-altas (17500-30000 €) muestra, como modificación reseñable, que su área se reparte de forma más equilibrada en dos intervalos centrales (600-700 días), mientras que con el método IDW-PID se concentraba mucho en uno solo (650-700 días). El cambio más espectacular emerge en el grupo de rentas altas (≥ 30000 €), que antes estaba muy concentrado en el intervalo de 650-700 días (más del 80 por ciento de su área) y ahora se concentra y reparte casi por igual en tres intervalos centrales (entre 600-750 días).

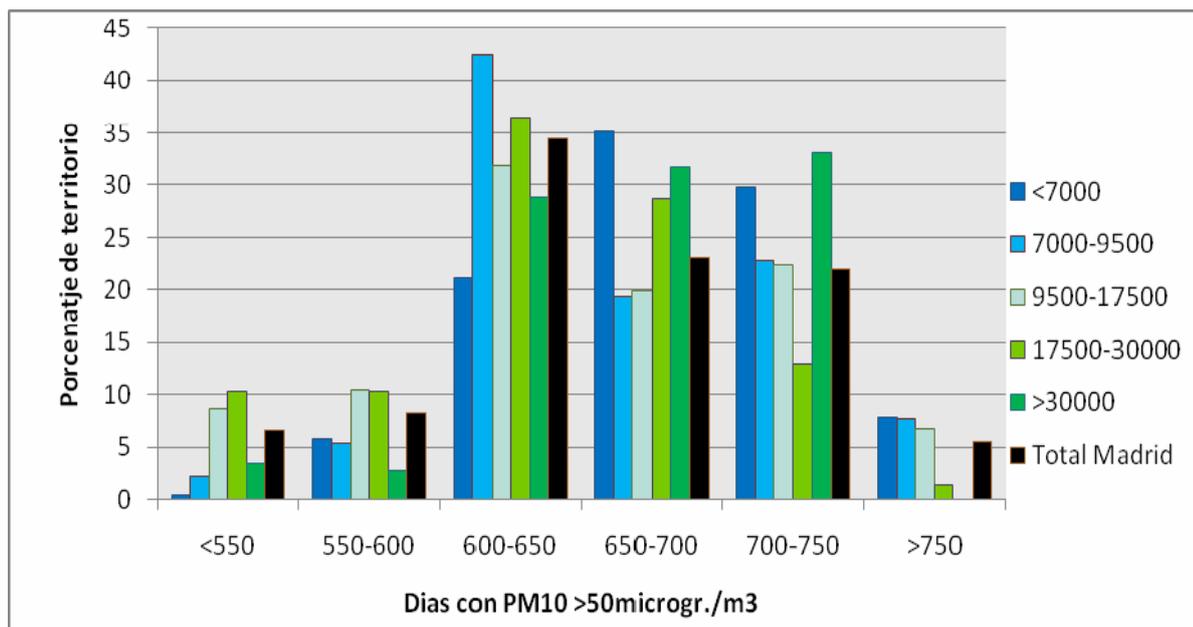


Figura 13. Distribución de la superficie del núcleo urbano de Madrid según nivel de renta per cápita 2000 y número de días excediendo 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} 1997-2006 (interpolación con Kriging).

RPC (€) 2000	Número de días excediendo 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} en el período						TOTAL
	≤ 550	550-600	600-650	650-700	700-750	> 750	
< 7000	0,33	5,75	21,08	35,18	29,76	7,91	100
7000-9500	2,33	5,30	42,46	19,42	22,78	7,71	100
9500-17500	8,65	10,37	31,93	19,90	22,50	6,65	100
17500-30000	10,26	10,28	36,42	28,72	12,98	1,34	100
≥ 30000	3,50	2,74	28,81	31,84	33,11	0,00	100
Total núcleo	6,50	8,24	34,52	23,17	22,06	5,50	100

Tabla 8. Distribución de la superficie del núcleo urbano de Madrid según nivel de renta p.c. 2000 y número estimado de días excediendo 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} 1997-2006 (interpolación con Kriging).

RPC (€) 2000	Número de días excediendo 50 µg/m³ PM ₁₀ en el período					
	<=550	550-600	600-650	650-700	700-750	>750
< 7000	-6,2	-2,5	-13,4	12,0	7,7	2,4
7000-9500	-4,2	-2,9	7,9	-3,8	0,7	2,2
9500-17500	2,1	2,1	-2,6	-3,3	0,4	1,2
17500-30000	3,8	2,0	1,9	5,5	-9,1	-4,2
>= 30000	-3,0	-5,5	-5,7	8,7	11,0	-5,5
Total núcleo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Nota: En amarillo diferencias superiores (exceso) a 4 puntos porcentuales sobre conjunto de la ciudad.

Tabla 9. Diferencias superficiales porcentuales entre cada zona de renta y nivel de PM₁₀ respecto al núcleo de Madrid (interpolación con Kriging).

El cotejo sistemático por filas de los porcentajes de la tabla 8 y, sobre todo, de las diferencias con el conjunto de la capital (la fila inferior) que se muestran en la tabla 9 permite medir y apreciar cómo se reparte la carga del nº de días con excesivas PM₁₀ entre las distintas zonas de renta. Focalizando de nuevo la atención en las casillas resaltadas en amarillo, los resultados logrados con el método Kriging se puede enunciar sintéticamente así:

- Rentas bajas (<7000 €): Resultan desfavorecidas, por cuanto superan al promedio de la capital en los intervalos medio-altos de días con excesivas PM₁₀. Con variaciones de detalle, la conclusión sobre un perjuicio inequitativo se mantiene, respecto a lo colegido con el método IDW-PID.
- Rentas medio-bajas (7000-9500 €): El diagnóstico de su situación se ha simplificado algo, pues con este método de estimación solo tendrían carga desproporcionada en un intervalo medio de días con excesivas PM₁₀ (600-650).
- Rentas medias (9.500-17.500 €): De nuevo aparecen con un perfil de días contaminados por partículas bastante similar al del conjunto de la ciudad.
- Rentas medio-altas (17.500-30.000 €): El resultado concuerda en cierta medida con el arrojado por el método anterior. Soportarían una carga desproporcionada (pero menos que antes) en un intervalo medio-alto de días con excesivas PM₁₀ (650-700).
- Rentas altas (>=30.000 €): Superan claramente a la capital en los intervalos medio-altos de días con altas PM₁₀ (650-750), por lo que aparecen desfavorecidas. Ello coincide *grosso modo* con lo arrojado por el método anterior de interpolación, aunque ahora la distribución por intervalos varía un tanto, apareciendo algo peor en la penúltima clase.

La figura 14 finalmente exhibe conjuntamente las dos capas de información, ambiental y de renta, para explorar las coincidencias espaciales visualmente. Las zonas de bajas rentas (aunque no todas), presentes sobre todo en el sur, propenden a coincidir allí con más días de excesivas partículas. Las áreas de rentas altas del NW aparecen con una situación más grave que la predicha por el método IDW-PID, pues soportarían más días con excesivas PM₁₀. Las zonas de rentas medio-altas coincidirían con polución medio-alta sobre todo en el NW y en torno al eje N-S de la Castellana en el centro de la capital. De lo expuesto se colige una importante similitud general con las observaciones realizadas para el caso del método IDW-PID, aunque, insistimos, hay detalles que las diferencian. En particular procede enfatizar que la altura de las barras sobre las estaciones y su color apuntan a que la superficie interpolada se aleja de los datos observados, lo que indicaría subestimaciones y sobrestimaciones, tal como en apartados anteriores se ha constatado.

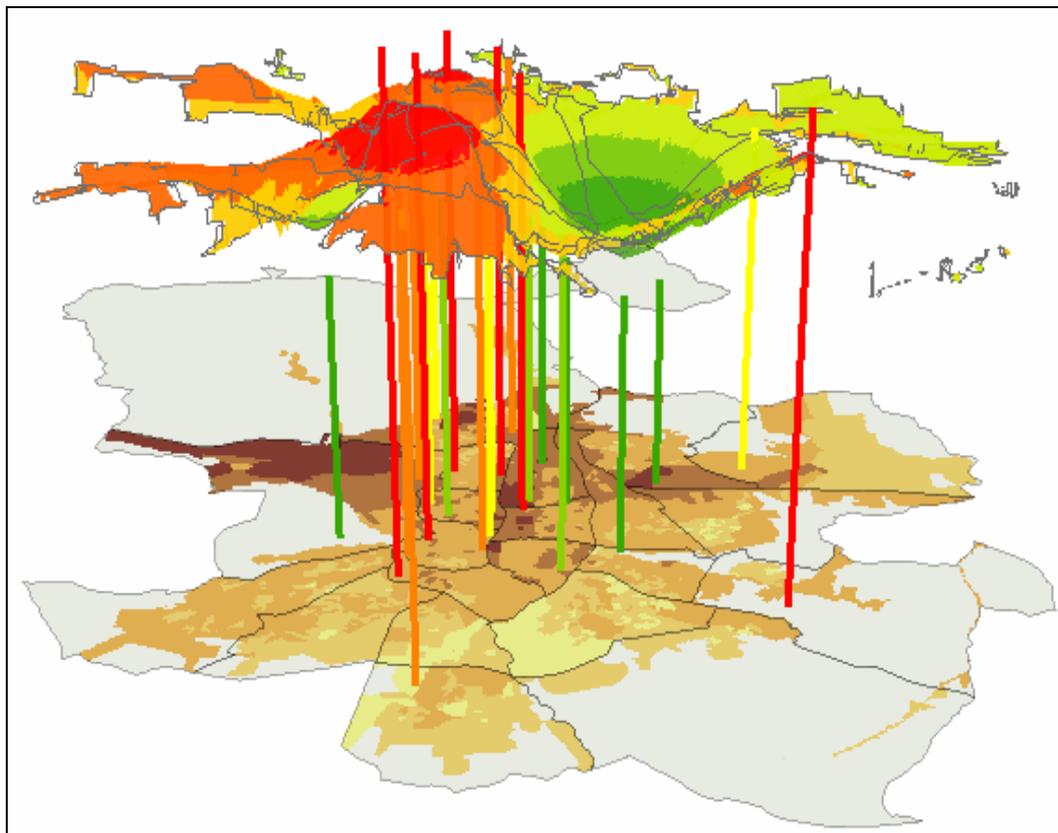


Figura 14. Representación de las zonas de renta (abajo) y los días estimados (con Kriging) de excesivas PM₁₀ (arriba), junto con los “mástiles” de las estaciones medidoras de contaminación, simbolizadas (en altura y color) según los valores observados (días de excesiva polución) en Madrid.

5.3. Discusión y balance comparativo de la injusticia ambiental según el método de interpolación

A tenor de lo expuesto en los apartados previos cabe subrayar algunas generalizaciones. Ambos métodos generan patrones de ocurrencia temporal de excesivas PM₁₀ que, aunque con similitudes notables de fondo, muestran diferencias de detalle bien evidente. Ello ocasiona alteraciones en la distribución espacial de los niveles estimados de PM₁₀, tanto en el conjunto de la ciudad, como dentro de cada zona de renta. Naturalmente esto se traduce en discordancias en la distribución proporcional de la frecuencia de ocurrencia de excesos de ese contaminante, según sea el método (IDW-PID o Kriging), lo que implica que los rasgos estimados para el ambiente de los distintos estratos de renta cambian correlativamente y afecta a la medición de la justicia ambiental, en términos de superficie urbana ocupada por tales capas de sociales.

En esencia, se puede decir que las conclusiones acerca de la situación ambiental (discriminación / desfavorecimiento) sufrida por cada zona de renta no son del todo perfectamente consistentes, lo que equivale a reconocer que hay una cierta dependencia del método y que por tanto el analista, al elegir uno u otro, condicionará en parte los resultados y las valoraciones, por lo que debe realizar esa elección fundamentadamente. Concretando algo más esa aseveración general, del estudio realizado se colige que:

- Afloran consistencias de fondo entre los dos métodos en el juicio o valoración relativa a la situación ambiental de las zonas habitadas por los grupos de rentas extremas (los más bajos y los más altos). Ambos grupos aparecen como los que temporalmente sufren de una ocurrencia más desproporcionada de excesivas PM₁₀, en relación al conjunto. No obstante, afloran variaciones de detalle entre los intervalos de días contaminados, originados por cambios en las estimaciones y que se asimilan a “deslizamientos” laterales o trasvases de píxeles entre clases o barras adyacentes en los diagramas.
- Las zonas urbanas del grupo de 7.000-9.500 € muestran una caracterización más sensible al método de interpolación, lo que afecta al juicio que se extrae acerca de la calidad ambiental de su entorno,

comparativamente hablando. En todo caso, también emergen coincidencias palpables entre los resultados de ambos interpoladores, por lo que no es sostenible la idea de contradicciones flagrantes entre ambos.

- Las zonas de los grupos medios (9.500-17.500 €) y medio-altos (17.500-30.000 €) de renta exhiben una aceptable estabilidad en la distribución de los valores interpolados de ocurrencia de excesivas PM₁₀, lo que de nuevo avalaría una consistencia entre ambos interpoladores.

En conjunto, la valoración ha de reconocer que ambos métodos de interpolación han arrojado resultados que permiten emitir un juicio sobre la justicia ambiental con un notable grado de consistencia, pero como se dijo antes, tal consistencia dista de ser perfecta. Para un grupo de renta el juicio sobre equidad ambiental varía un tanto, para otros grupos son cambios de detalle los que emergen y para otro apenas se modifica. Cabe, pues, terminar afirmando una cierta robustez en ambos interpoladores, pero matizada, puesto que han generado resultados con algunas diferencias, aunque de alcance limitado, lo que lógicamente influye en los juicios emisibles.

Al respecto, merece recordarse aquí el trabajo de Chakarborty y Armstrong (1997) en el que, análogamente investigaron la incidencia de la forma de definir espacialmente la zona de afección potencial de unas fuentes de contaminación (mediante círculos alrededor de los puntos de emisión o mediante un penacho modelado más realísticamente) y de computar la población afectable (según distintas operaciones de geoprocésamiento). Al igual que en nuestro trabajo, los autores pudieron arribar a unas conclusiones bastante consistentes (sin perjuicio de la existencia de algunas diferencias), a pesar de que el rigor evidente de los distintos procedimientos era muy distinto.

6. CONCLUSIONES

En este trabajo se ha abordado un asunto de importante calado y creciente sensibilidad en las sociedades actuales, la evaluación cuantitativa de la justicia ambiental, acometiendo una serie de retos de cierta complejidad metodológica como son los de tratar los datos originales, visualizar los resultados con herramientas apoyadas en SIG que consigan una aprehensión y apreciación de más rigurosa, cuestiones éstas poco exploradas aún en este frente de estudio. Empíricamente se ha tratado de dilucidar en qué medida las zonas habitadas por grupos humanos diferenciados en cuanto a niveles de renta en Madrid, disfrutan o sufren de unas condiciones ambientales desiguales (y eventualmente injustas), expresadas en este caso concreto, por la presencia en el aire de partículas PM₁₀.

Metodológicamente, en la primera parte del trabajo se ha examinado de forma comparativa la influencia que poseen dos técnicas de interpolación (IDW-PID y Kriging) en el proceso de caracterización de situaciones ambientales, para ver las diferencias y similitudes en los patrones obtenidos; en una segunda etapa, se ha tratado de confrontar esos resultados con los niveles de renta per cápita en aras de establecer si las dos técnicas conducen a conclusiones similares o si, por el contrario, la técnica de interpolación termina incidiendo de forma decisiva sobre ellas.

Desde el punto de vista del modelado del número de días que se superan las PM₁₀, ambos métodos de interpolación proporcionan un patrón espacial semejante, aunque existen diferencias de detalle. Mientras que el IDW-PID presenta unos valores estimados más próximos a los observados, si bien con una mayor variabilidad y la generación de aureolas en torno a los puntos muestrales, el Kriging hace una interpolación menos brusca, con menos errores en la predicción, según los indicadores de bondad de ajuste al uso, pero con unos valores estimados más alejados de la realidad; en términos concretos, al convertir a raster la capa interpolada con Kriging, los valores de los píxeles exhiben una reducción respecto a los datos observados más altos y un aumento respecto a los más bajos, ocasionando así una superficie más suavizada y una divergencia importante respecto a los datos reales.

El análisis de las diferencias entra ambos métodos de interpolación muestra que la media resultante para las capas interpoladas es muy parecida, aunque algo inferior que en los datos muestrales. Por otro lado, mientras que los datos pronosticados por el método del IDW se mantienen dentro de una amplitud similar a los datos observados, los del kriging difieren enormemente (se reduce). Consecuencia de ello es una menor variabilidad en la capa raster obtenida con este método frente a la derivada con IDW.

En lo relativo a la utilización de las herramientas avanzadas de visualización de los SIG, éstas han permitido presentar y explorar patrones y relaciones espaciales, que mejoran y enriquecen la aprehensión de fenómenos poco perceptibles en el paisaje urbano, pero de extraordinario interés y significación para la calidad de vida, el bienestar, la justicia ambiental, las políticas urbanas y, en definitiva, para el desarrollo social y ambientalmente sostenibles.

Los mapas de coropletas en dos dimensiones se han mostrados muy útiles para mostrar y describir los fenómenos objeto del análisis, pero para realizar una inspección más penetrante se ha recurrido a la visualización tridimensional. Mientras que con la visión coroplética en 2D se pudo poner de manifiesto las similitudes y diferencias generales de los patrones interpolados con ambos métodos, con la representación 3D se ha podido evidenciar la “topografía” absoluta de ambos patrones (uno más contrastado y otro más suavizado). Así mismo, la representación tridimensional permite apreciar mejor cómo las diferencias más acusadas entre los dos métodos de interpolación coinciden con los lugares de máxima o mínima incidencia en la concentración de partículas, cuyas causas se han expuesto previamente. La representación conjunta de la variable ambiental (días estimados con exceso de PM₁₀), la de renta per cápita y los datos de polución observados ha posibilitado relacionar éstos (mediante los “mástiles” simbolizados proporcionalmente) con los valores interpolados y, finalmente percibir de forma más nítida y eficaz las coincidencias espaciales más significativas entre el patrón de rentas y el de polución, es decir la relación “invisible”, pero intensa sociedad-ambiente.

Finalmente, al cruzar la información ambiental con la renta per cápita y generar la tabla estadística con SIG se han detectado ciertas discordancias en la distribución proporcional de la frecuencia de excesivas PM₁₀, según sea el método (IDW-PID vs. Kriging), lo que implica que los rasgos estimados para el ambiente de los distintos estratos de renta cambien correlativamente y ello afecte a la medición de la justicia ambiental, en términos de superficie urbana ocupada por tales capas sociales. Es decir, que la situación y calidad ambiental estimada para cada zona de renta no es del todo perfectamente consistente, sino que hay una cierta dependencia del método y que, por tanto, al elegir uno u otro se condicionará en parte los resultados.

No obstante lo anterior, en conjunto ambos métodos de interpolación han arrojado resultados que permiten emitir un juicio sobre la justicia ambiental con un notable grado de consistencia, pero no perfecta. Afloran consistencias de fondo entre los dos métodos en las zonas habitadas por los grupos de rentas extremas (los más bajos y los más altos), ambos grupos aparecen como los que temporalmente sufren una ocurrencia más desproporcionada de excesivas PM₁₀, en relación al conjunto de la ciudad. El grupo de rentas medio-bajo muestra una caracterización más sensible al método de interpolación, lo que afecta al juicio que se extrae acerca de la calidad ambiental de su entorno. Los grupos de rentas medias y media-altas ofrecen una notable estabilidad en la distribución de los valores interpolados de ocurrencia de excesivas PM₁₀, lo que avalaría de nuevo la consistencia entre ambos interpoladores. El último de los grupos de renta mencionado también queda pues algo penalizado en el intervalo medio-alto de días con muchas partículas.

El juicio sobre la equidad ambiental en la capital respecto a este contaminante, y a tenor de estos hallazgos, debe ser obligatoriamente matizado, puesto que no hay una tendencia favorable o desfavorable acorde con la escala de rentas, sino que parece oscilar bastante. En todo caso, no debe restarse importancia al resultado de que el grupo menos favorecido en renta, soporta también una frecuencia desproporcionadamente alta de días con excesivas partículas atmosféricas.

AGRADECIMIENTOS

Se desea reconocer la colaboración del Ayuntamiento de Madrid, Dirección General de Calidad, Control y Evaluación Ambiental, Servicio de Calidad del Aire, en la obtención de los datos de polución por partículas, en especial a Ángeles Cristóbal y Benito Santamaría. También al Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid los datos de renta y la cartografía digital usadas en el estudio.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alonso E., Martínez T., Cambra K., López L., Boldo E., Zorrilla B., Daponte A., Aguilera I., Toro S., Iñiguez C., Ballester F., García F., Plasencia A., Artazcoz L. y Medina S. (2005): Evaluación en cinco ciudades españolas del impacto en salud de la contaminación atmosférica por partículas. Proyecto europeo Apehis. *Rev. Esp. Salud Pública*, 79, pp. 297-308.

Ayuntamiento de Madrid (2006): *Estrategia local del aire de la ciudad de Madrid 2006-2010*. Ayuntamiento de Madrid, 283 pp. <http://www.mambiente.munimadrid.es/index1.html>.

Ayuntamiento de Madrid: *Anuario estadístico de 2007*. Madrid.

- Brainard, J. et al. (2002): Modelling environmental equity: access to air quality in Birmingham, England, *Environment and Planning A*, vol. 34, nº 4, p. 695-716.
- Cañada Torrecilla, R. (2004): Aplicación de la geoestadística al estudio de la variabilidad espacial del ozono en los veranos de la Comunidad de Madrid, en García Cordon, J. et al. (Coord.): *El clima, entre el mar y la montaña*. Santander, AEC, pp. 451-462.
- Cañada Torrecilla, R. (2004): Modelado de la variabilidad espacial del ozono en la Comunidad de Madrid, en *Clima y Cartografía, representación gráfica y modelización como base de la investigación climática*. Valladolid, AGE, Grupo de climatología, pp. 107-109.
- Cañada Torrecilla, R. (2007): Técnicas de interpolación espacial deterministas y exactas: media ponderada por el inverso de la distancia y funciones de base radial, en Moreno Jiménez, A. (Coord.): *Sistemas y análisis de la información geográfica*. Madrid, Ra-Ma, 781-809.
- Cañada Torrecilla, R. (2007): Técnicas de interpolación geoestadísticas: kriging ordinario, en Moreno Jiménez, A. (Coord.): *Sistemas y análisis de la información geográfica*. Madrid, Ra-Ma, pp. 823-853.
- Castro Bonaño, J.M.: (2009): *Indicadores de desarrollo sostenible urbano. Una Aplicación para Andalucía*, Edición electrónica. <http://www.eumed.net/tesis/jmc/>
- Chakraborty, J. y Armstrong, M. (1997): Exploring the use of buffer analysis of the identification of impacted areas in environmental equity assessment, *Cartography and Geographic Information Systems*, 24, 3, p. 145-157.
- Eboudt, P. y Houillon, V. (coord.), (2008): Populations, vulnérabilités et inégalités écologiques. *Espace, Populations, Sociétés*, 1, 232 p.
- Ecologistas en Acción (2010): *Calidad del aire de la Comunidad de Madrid. Balance 2009*. http://www.ecologistasenaccion.org/IMG/pdf_AireMadrid2009.pdf.
- Handy, F. (1977): Income and air pollution in Hamilton, Ontario. *Alternatives*, nº 6, p. 18-24.
<http://estudiosgeograficos.revistas.csic.es/index.php/estudiosgeograficos/article/view/70/67>
<http://estudiosgeograficos.revistas.csic.es/index.php/estudiosgeograficos/article/view/90/87>
- Instituto de Salud Pública (2009): *Informe del estado de salud de la población de la Comunidad de Madrid 2009*. Madrid, Dirección General de Salud Pública de la Comunidad de Madrid. http://www.madrid.org/cs/Satellite?cid=1142588809240&language=es&pagename=PortalSalud%2FPagina%2FPTSA_pintarContenidoFinal&vest=1161769238915.
- Jerret, M. et al. (2001): A GIS-based environmental justice analysis of particulate air pollution in Hamilton, Canada. *Environment and Planning A*, vol. 33, p. 955-973.
- Mitchell, G. y Dorling, D. (2003): An environmental justice analysis of British air quality. *Environment and Planning A*, vol. 35, p. 909-929.
- Moreno Jiménez, A. (1995): La medición de externalidades ambientales: un enfoque espacio-temporal, *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 15, p. 485-496.
- Moreno Jiménez, A. (2003, Dir.): *La distribución espacial de la renta en la Comunidad de Madrid. Análisis y aplicaciones*. Madrid, Instituto de Estadística, Consejería de Economía e Innovación Tecnológica. En: <http://www.madrid.org/iestadis/gazeta/publicaciones/iesparentano.htm>.
- Moreno Jiménez, A. (2007): ¿Está equitativamente repartida la contaminación sonora urbana? Una evaluación desde el principio de justicia ambiental en la ciudad de Madrid, *Estudios Geográficos*, 263, p. 595-626.
- Moreno Jiménez, A. (2007, Coor.): *Sistemas y Análisis de la Información Geográfica. Manual de autoaprendizaje con ArcGIS*. Madrid, Ra-Ma, 2ª edición ampliada y revisada.
- Moreno Jiménez, A. (2010): Justicia ambiental. Del concepto a la aplicación en análisis de políticas y planificación territoriales, *Scripta Nova*, vol. XIV, 316. 1 de marzo de 2010. 33 p. <http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-316.html>.

- Moreno Jiménez, A. y Cañada Torrecilla, R. (2007): Justicia ambiental y contaminación atmosférica por dióxido de azufre en Madrid: análisis espacio-temporal y valoración con sistemas de información geográfica, *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, nº 44, 301-324. <http://age.ieg.csic.es/boletin.htm>.
- Moreno Jiménez, A. y Fernández García, F. (2003): El confort climático en los entornos residenciales de las capas altas, medias y bajas de la Comunidad de Madrid: otra forma de desigualdad socioespacial, en Moreno Jiménez, A. (dir.), *La distribución espacial de la renta en la Comunidad de Madrid. Análisis y aplicaciones*. Madrid, Instituto de Estadística, Consejería de Economía e Innovación Tecnológica: 153-176. En: <http://www.madrid.org/iestadis/gazeta/publicaciones/iesparentano.htm>.
- Observatorio de la Sostenibilidad en España (OSE)(2007): *Calidad del aire en las ciudades españolas: clave de sostenibilidad urbana*. 379 pp. <http://www.sostenibilidad-es.org/NR/rdonlyres/C38E0CD9-8464-4234-9432-6F26C276CDC7/4963/CalidaddelAireesp.pdf>.
- Querol, X., Alastuey, A., Moreno, T., Viana, M.M., Castillo, S., Pey, J., Rodríguez, S., Cristóbal, A., Jiménez, S., Pallarés, M., de la Rosa, J., Artiñano, B., Salvador, P., Sánchez, M., García, S., Herce, M.D., Fernández-Patier, R., Moreno-Grau, S., Negral, L., Minguillón, M.C., Monfort, E., Sanz, M. J., Palomo-Marín, R., Pinilla_Gill, E. y Cuevas, E. (2006): *Material particulado en España: niveles, composición y contribución de fuentes*. CSIC y Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 41 pp.
- Sánchez González, D. y Egea Jiménez, C. (2009): *Vulnerabilidad sociodemográfica y ambiental, viejos y nuevos riesgos*, Cuadernos Geográficos, nº 45, 2, <http://www.ugr.es/~cuadgeo/045.php>.
- Vidal Domínguez, M. J. (2005):_La visualización en 3D: aplicaciones en geografía urbana, en Gurría, J.L; Hernández, A; Nieto, A. (Eds.): *De lo local a lo global: nuevas tecnologías de la información geográfica para el desarrollo*, Cáceres, Serv. de Publicaciones Universidad de Extremadura, páginas 203-212.
- Vidal Domínguez, M. J. (2007): ArcGlobe, en Moreno Jiménez, A. (Coord.): *Sistemas y análisis de la información geográfica*, Madrid, Ra-Ma, 2ª edición, páginas 891 a 895.
- Vidal Domínguez, M. J. (2007): Elaboración de mapas y gráficos con ArcMap, en Moreno Jiménez, A. (Coord.): *Sistemas y análisis de la información geográfica*, Madrid, Ra-Ma, 2ª edición, páginas 157 a 242.
- Vidal Domínguez, M. J. (2007): Tratamiento y visualización tridimensional, en Moreno Jiménez, A. (Coord.): *Sistemas y análisis de la información geográfica*, Madrid, Ra-Ma, 2ª edición, páginas 698 a 751.
- Vidal Domínguez, M. J. (2008): La aplicación de los SIG para el análisis de los espacios en exclusión: el caso de Madrid, en *Actas del XI Coloquio Ibérico de Geografía*, Alcalá de Henares, 12 páginas, 1 al 4 de Octubre, en CD.