

Evaluación de la exposición de largo plazo al material particulado fino ($PM_{2.5}$) en diferentes escalas espaciales intraurbanas*

Juan Gabriel Piñeros-Jiménez¹, Sara Catalina Grisales-Vargas², Santiago Mejía-Osorio³, Ana María Ramírez-Vélez⁴

¹ Doctor en Salud Pública. Colombia. Universidad de Antioquia. juan.pineros@udea.edu.co

² Magíster en Ingeniería Ambiental. Temple University. Estados Unidos. sara.grisales@udea.edu.co

³ Especialista en Gerencia de Proyectos. Universidad de Antioquia. Colombia. santiago.mejiao@udea.edu.co

⁴ Especialista en Gestión Ambiental. Universidad de Antioquia. Colombia. ana.ramirez@dea.edu.co

Titulo: Escaleras
Autor: Juan Fernando Ospina - Fotógrafo
Medellín, 2016

Volumen 43, 2025
DOI: <https://doi.org/10.17533/udea.rfnsp.e357114>

Recibido: 26/05/2024
Aprobado: 14/11/2024
Publicado: 10/03/2025

Cita:
Piñeros-Jiménez JG, Grisales-Vargas SC, Mejía-Osorio S, Ramírez-Vélez AM. Variabilidad intraurbana de la concentración anual del material particulado fino ($PM_{2.5}$) en diferentes escalas espaciales en Medellín. Rev. Fac. Nac. Salud Pública. 2025;43:e357114. DOI: <https://doi.org/10.17533/udea.rfnsp.e357114>

Resumen

Objetivo: Estimar la variabilidad del $PM_{2.5}$ durante 2018-2019 en el área urbana de Medellín en diferentes escalas geográficas.

Métodos: Se aplicó la metodología de regresión de usos del suelo (LUR), considerando como variable dependiente la concentración promedio anual de $PM_{2.5}$ de las estaciones de monitoreo de Medellín y cercanas; se definieron áreas de influencia o *buffers circulares* con radios de 100, 150, 200, 300 y 500 m, con centro en las coordenadas de cada sitio de monitoreo; con cada *buffer* se construyeron modelos espaciales y se eligió el de mayor rendimiento.

Resultados: Los modelos seleccionados para los años 2018 y 2019 explican entre el 40 y el 46 % de la variabilidad del $PM_{2.5}$, con errores de las concentraciones previstas de 1,64 y 2,18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. La distribución del contaminante fue heterogénea a nivel de barrios y manzanas. Las mayores concentraciones anuales se localizaron hacia la franja central de la ciudad, en las áreas circundantes del río Medellín, con áreas marcadas al sur y centro. Mientras que para el 2018 se estimaron concentraciones superiores que 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el 21 % de las manzanas, para el 2019, el total de las estimaciones estuvo por encima de esta concentración.

Conclusión: Se evalúa la exposición de $PM_{2.5}$ en diferentes escalas espaciales por medio de los modelos seleccionados para cada año, en los que predominaron variables explicativas de uso de suelo y tráfico. Se estimaron niveles de exposición inferiores a 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en las diferentes escalas, una variabilidad baja que permitió la asignación de exposiciones individuales de largo plazo por sitio de residencia en los participantes del proyecto.

-----*Palabras clave:* calidad del aire, contaminación del aire, exposición a riesgos ambientales, material particulado, modelos de regresión de usos del suelo.



Check for updates



© Universidad de Antioquia

Esta obra se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional.

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

* Trabajo realizado como parte del proyecto “Exposición a contaminación del aire ($PM_{2.5}$, PM_{10} y O_3) y eventos cardiovasculares y respiratorios en Medellín, 2018-2020”, inscrito en el Centro de Investigaciones de la Facultad Nacional de Salud Pública con el código INV 632-19. Fecha de inicio: 22 de febrero de 2019; fecha de terminación: 22 de febrero de 2024.

Assessment of long-term exposure to fine particulate matter (PM_{2.5}) at different intra-urban spatial scales

Abstract

Objective: To estimate the variability of PM_{2.5} during 2018–2019 in the urban area of Medellín at different geographical scales.

Methods: The land use regression (LUR) methodology was applied, considering as dependent variable the annual average concentration of PM_{2.5} of the monitoring stations in Medellín and others nearby; areas of influence or buffers of circular shape with radii of 100, 150, 200, 300 and 500 m were defined, with center at the coordinates of each monitoring site; spatial models were constructed with each buffer and the one with the highest performance was chosen.

Results: The selected models for the years 2018 and 2019 explain between 40% and 46% of the PM_{2.5} variability, with errors of predicted concentrations of 1.64 and 2.18 µg/m³, respectively. Pollutant distribution was heterogeneous at the neighborhood and block levels. The highest annual concentrations were located towards the central strip of the city, in the areas along the Medellín River, with marked areas to the south and center. While for 2018 concentrations higher than 15 µg/m³ were estimated in 21% of the blocks, for 2019 the total estimates were above this concentration level.

Conclusion: Exposure to PM_{2.5} at different spatial scales was evaluated by the model selected for each year, in which explanatory variables of land use and traffic predominated. Exposure levels below 25 µg/m³ were estimated at the different scales, a low variability that allowed the assignment of individual long-term exposures by place of residence for the MEDELLIN cohort project participants.

-----Keywords: air quality, air pollution, environmental hazard exposure, particulate matter, land use regression models.

Avaliação da exposição de longo prazo a partículas finas (PM_{2.5}) em diferentes escalas espaciais intraurbanas

Resumo

Objetivo: avaliar a variabilidade do PM_{2.5} durante o período 2018-2019 na área urbana de Medellín em diferentes escalas geográficas.

Metodologia: foi aplicado o modelo de regressão do uso da terra (LUR), considerando como variável dependente a concentração média anual de PM_{2.5} em Medellín e estações de monitoramento próximas, foram definidos buffers com raios de 100, 150, 200, 300 e 500 m centrados nas coordenadas de cada local de monitoramento, e um modelo espacial foi construído com cada buffer.

Resultados: os modelos selecionados para os anos de 2018 e 2019 explicam entre 40 e 46% da variabilidade do PM_{2.5} com erros das concentrações previstas de 1,64 µg/m³ e 2,18 µg/m³, respectivamente. A distribuição de PM_{2.5} foi heterogênea no nível do bairro e do quarteirão, com as concentrações anuais mais altas localizadas na periferia central da cidade, nas áreas ao redor do rio Medellín, com áreas marcadas no sul e no centro. Enquanto em 2018 foram estimadas concentrações acima de 15 µg/m³ em 21% dos quarteirões, em 2019 100% das estimativas estavam acima dessa concentração.

Conclusões: Os modelos LUR foram desenvolvidos para avaliar a exposição ao PM_{2.5} em diferentes escalas espaciais, nas quais predominaram as variáveis explicativas de uso da terra e tráfego. Níveis de exposição abaixo de 25 µg/m³ foram estimados nas diferentes escalas, uma baixa variabilidade que permitiu a atribuição de exposições individuais de longo prazo por local de residência nos participantes do projeto de coorte MEDELLÍN.

-----Palavras-chave: poluição do ar, material particulado, exposição ambiental, área urbana, análise espacial.

Introducción

Debido a sus impactos negativos sobre la salud de poblaciones y ecosistemas, la mala calidad del aire es uno de los retos más importantes para la política pública de salud ambiental a nivel mundial [1]. La compleja mezcla de sustancias tóxicas que constituye la contaminación del aire es uno de los factores de riesgo con mayor impacto en la morbilidad global sobre todo en países de ingresos medios y bajos [2].

De espacial interés es el estudio de los impactos del material particulado fino (partículas de diámetro menor que 2,5 micrones —*particulate matter, PM_{2,5}*—), al que se le atribuyen anualmente 4,1 millones de muertes y 118,2 millones de años de vida vividos con discapacidad [3], y el cual ha sido clasificado por la Agencia Internacional de Investigación de Cáncer como un carcinogénico del grupo A1 [4].

En Colombia existen evidencias de la asociación del PM_{2,5} con eventos respiratorios agudos y crónicos, eventos cardiovasculares y neoplasias [5-7], y se ha identificado su potencial citotóxico y genotóxico [8]. Así mismo, se estima que si el país alcanzara el estándar de calidad del aire de la meta provisional 3 de la Organización Mundial de la Salud (promedio anual de 15 µg/m³ de PM_{2,5}), se evitarían 34 341 muertes atribuidas a esta causa [9]. Para Medellín, el estudio de Grisales *et al.* estableció un promedio de 553 defunciones anuales atribuibles a PM_{2,5}, de las cuales el 46,3 % fue por causas cardiovasculares [10].

Aunque se reconocen los avances de la última década en la investigación epidemiológica sobre la contaminación del aire en Latinoamérica y Colombia, persisten retos para la construcción de evidencia local [11]. Entre estos se destaca la evaluación de la exposición a los contaminantes del aire, uno de los ítems con mayor incertidumbre al estudiar asociaciones epidemiológicas, dadas las dificultades de su medición en escalas poblaciones e individuales, y para establecer su dispersión en espacios inter e intraurbanos, y su composición química y microbiológica. Dichos aspectos son altamente dependientes de las dinámicas de urbanización de los territorios, las características meteorológicas y topográficas de la región, la multiplicidad de fuentes de emisión y las dinámicas sociales, políticas y económicas regionales y locales que definen las políticas de regulación y cuidado del medio ambiente [12].

Estimar las variaciones geográficas en las concentraciones del PM_{2,5} son un requisito para identificar exposiciones diferenciales entre zonas y grupos poblacionales, que permite focalizar intervenciones en salud pública y planeación urbana. Entre los diferentes métodos utilizados para este fin se destacan los modelos de regresión de uso de suelo (*land use regression model*,

LUR), los cuales permiten establecer información sobre la exposición a diferentes escalas geográficas e incluso inferir la exposición asociada al sitio de residencia o sitio de trabajo, como proxy para mejorar el alcance de los estudios epidemiológicos.

Esta es una metodología utilizada ampliamente en las ciencias ambientales y en la salud ambiental, para establecer la variabilidad geográfica de las concentraciones de contaminantes del aire. Los resultados de la aplicación de esta metodología son modelos matemáticos (ecuaciones de regresión) que se construyen para estimar las concentraciones del contaminante en una escala espacial, entre los cuales se selecciona el que mejor explica la variabilidad geográfica de acuerdo a unos criterios estadísticos.

Estos modelos han demostrado niveles de desempeño aceptable bajo las condiciones geográficas y topográficas de distintas ciudades latinoamericanas [13,14], mostrando su utilidad en el contexto regional. Desde 2018 se viene realizando el proyecto de la cohorte MEDELLÍN, cuyo propósito es establecer la relación entre la exposición de largo plazo al PM_{2,5} y eventos respiratorios y cardiovasculares de forma prospectiva, para lo cual se implementó esta metodología, para estimar las variaciones espaciales de las concentraciones anuales de PM_{2,5} en la ciudad en diferentes escalas geográficas (comuna, barrio, manzana y sitio de residencia), como aproximación a la evaluación de la exposición de largo plazo de este contaminante del aire.

Métodos

En esta sección se describe en detalle los métodos utilizados en el estudio relacionados con las bases de datos ambientales, y las técnicas y los procedimientos utilizados para la construcción de los modelos propuestos para la estimación de la distribución espacial de las concentraciones anuales de PM_{2,5} en Medellín.

Área de estudio

El municipio de Medellín está ubicado al noroccidente de Colombia sobre la cordillera central, a una altitud de 1479 metros sobre el nivel del mar, en el Valle de Aburrá, del departamento de Antioquia. Posee una extensión de 111,61 km² de suelo urbano organizado en 16 comunas, las cuales se agrupan en 249 barrios y 12 505 manzanas censales [15]. Para este estudio se definieron las escalas geográficas de acuerdo con las utilizadas en el proyecto SALURBAL, que entiende a la *comuna* como la unidad administrativa suburbana más pequeña con datos de estadísticas vitales disponibles de forma rutinaria, que se subdivide territorialmente en *barrios*, las cuales están conformados por *manzanas* o bloques censales, que corresponden a la unidad más pequeña utilizada en

los censos delimitadas por calles o accidentes naturales o culturales [12].

Por su ubicación en la región tropical ecuatorial, la ciudad presenta un clima subtropical subhúmedo, con temperaturas que oscilan entre los 16 y 28 °C, una precipitación anual acumulada entre los 1400 mm y 2700 mm, y un patrón de lluvias bimodal, con mayor frecuencia en los meses de mayo y octubre. Estas condiciones climáticas y el hecho de ubicarse en un valle interandino estrecho (distancia máxima de 7 km en su punto más ancho y con una altura de 1 km) dan forma a la singularidad del entorno urbano de Medellín, ejerciendo un impacto profundo en su cotidianidad y planificación estratégica [16].

Según los resultados de los censos de población y vivienda de 2005 y 2018, se identifica un crecimiento del 7,6 % de la población de la ciudad, con un total de 2 376 337 habitantes [17] para 2018, y una población estimada en 2 483 545 habitantes para 2019 [18]. Así mismo, durante 2018 y 2019 se reportó un incremento del 20 % del parque automotor en su área metropolitana, para un total de 1 756 893 vehículos y motocicletas en 2019, el mayor crecimiento desde el 2011 [19].

Fuentes de datos

Para la construcción de los modelos de regresión, la información se descargó de las bases de datos disponibles en distintas entidades públicas de la ciudad: los datos de contaminantes del aire se obtuvieron de 22 estaciones automáticas de la Red de Monitoreo de Calidad de Aire, que reportaron las concentraciones horarias de PM_{2,5}. Los promedios diarios fueron obtenidos de la plataforma en línea del Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá [20], los cuales correspondieron a datos validados por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [21]. De esta misma fuente se recopilaron datos de temperatura (°C) y velocidad del viento (m/s) de 22 estaciones meteorológicas, y de precipitación (mm), de 29 estaciones pluviográficas, con registro minuto a minuto [20].

Se incluyeron capas de información de usos del suelo industrial, residencial, de zonas verdes y de la malla vial de Medellín (haciendo énfasis en las vías principales y secundarias cercanas a las estaciones de monitoreo, para analizar la influencia del flujo vehicular), recopiladas del Plan de Ordenamiento Territorial [22] y del Portal GeoMedellín [23]. Además, se utilizaron datos de aforos vehiculares diarios en 40 puntos de la zona urbana, correspondientes a los años 2018 y 2019, información enviada por el Sistema Inteligente de Movilidad de Medellín, tras consulta formal.

Finalmente, con las proyecciones de población y los datos del censo de 2018 [17], se estableció la información poblacional por barrio en la ciudad.

Se dio prioridad a los años 2018-2019, incluidos al periodo de análisis de la cohorte MEDELLÍN (2018 a 2020). Se descartó el año 2020, por su comportamiento atípico debido a la emergencia sanitaria por el COVID-19.

Análisis de calidad de datos

En el proceso de selección de la información se implementaron criterios para salvaguardar la integridad y coherencia de los datos usados de las distintas fuentes. En primer lugar, se garantizó que el porcentaje de valores perdidos en las series diarias no excedieran el 25 % a lo largo de todo el período de análisis, asegurando una cobertura adecuada de datos. En segundo lugar, se verificó que el gráfico de registros no evidenciara meses completos sin información, por medio de la preservación de una distribución temporal uniforme de datos. Por último, se impuso un límite al porcentaje de valores perdidos mensual, mediante el establecimiento de un umbral de 27 % en las series diarias. Solamente aquellas series de datos que cumplían estos tres criterios fueron consideradas para la construcción y selección de los modelos para cada año de estudio.

Desarrollo de modelos LUR para Medellín

Los modelos LUR estiman la variabilidad espacial en pequeña escala de las concentraciones de PM_{2,5}, al calcular la relación entre los valores del contaminante y distintos tipos de variables explicativas obtenidas de los sistemas de información geográfica de la ciudad. Las variables explicativas incluidas para la construcción de los modelos correspondieron a las sugeridas en los estudios internacionales sobre el tema: densidad poblacional, usos del suelo urbano (industrial, residencial y zonas verdes), variables de tráfico (distancia a vías principales y aforos) y variables meteorológicas (pluviosidad, temperatura y velocidad del viento) [24-26]. La variable dependiente fue la concentración promedio anual de PM_{2,5} de las estaciones de monitoreo de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire del Valle de Aburrá (véase Figura 1). Se definieron las áreas de influencia o *buffers* circulares con radios de 100, 150, 200, 300 y 500 m, con centro en las coordenadas de cada estación.

Para cada año se construyó un modelo LUR para cada *buffer*, por medio de intersecciones espaciales de las variables explicativas, bajo el supuesto de que todas, con excepción de las variables ambientales y la variable de flujo vehicular, permanecían fijas en los años de estudio.

Para la determinación de las mejores combinaciones de variables para cada modelo construido, se analizó la significancia estadística y el cumplimiento de los criterios de especificación del método de mínimos cuadrados

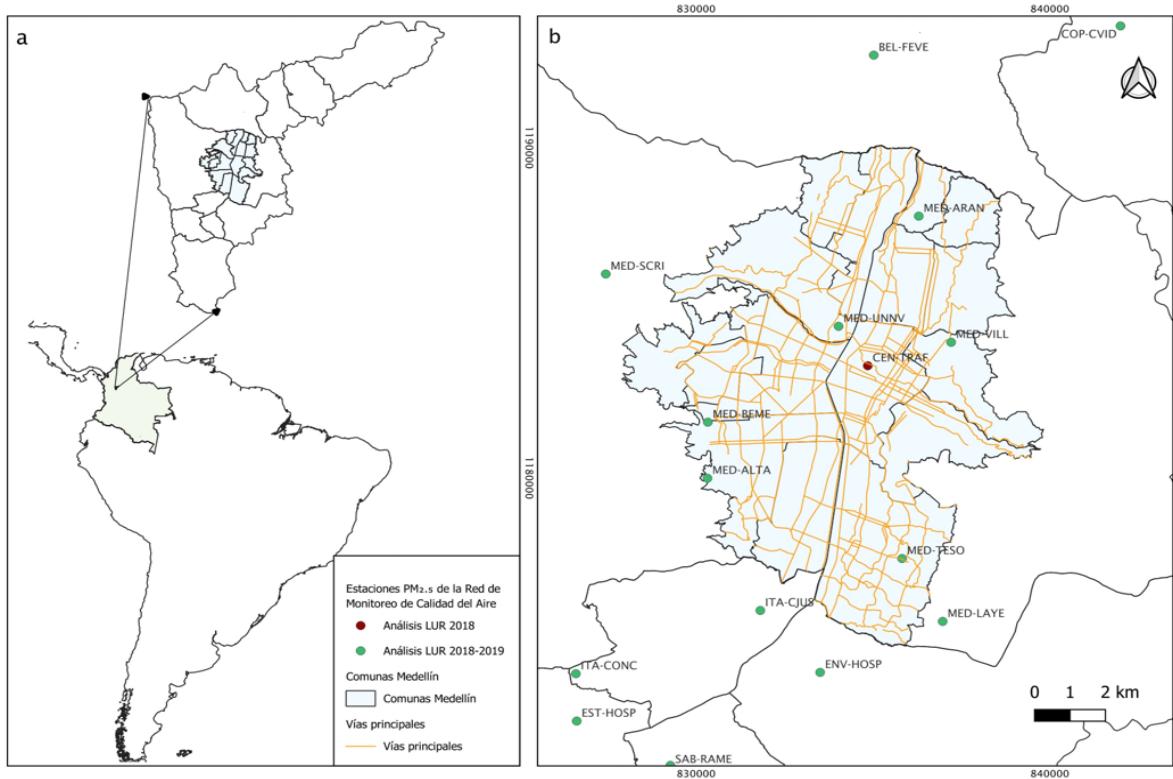


Figura 1. Ubicación del área de estudio y fuentes de información de monitoreo de calidad del aire. a. Área Metropolitana del Valle de Aburrá y b. Medellín. COP-CVID: Copacabana - Ciudadela Educativa La Vida; BEL-FEVE: Bello – Institución Educativa (IE) Fernando Vélez; MED-ARAN: Medellín, Aranjuez - IE Ciro Mendía; MED-SCRI: Medellín, San Cristóbal - Parque Biblioteca Fernando Robledo; MED-UNNV: Medellín, Universidad Nacional de Colombia, Núcleo El Volador; MED-VILL: Medellín, Villahermosa - Planta de producción de agua potable EPM; CEN-TRAF: Medellín - Estación tráfico centro; MED-BEME: Medellín, Belén - IE Pedro Justo Berrío; MED-ALTA: Medellín, Altavista - IE Pedro Octavio Amado; MED-TESO: Medellín, El Poblado - IE INEM Santa Catalina; MED-LAYE: Medellín, El Poblado- Tanques de la Ye; ITA-CJUS: Itagüí - Casa de Justicia; ENV-HOP: Envigado – Empresa Social del Estado Santa Gertrudis; ITA-CONC: Itagüí – Concejo de Itagüí; EST-HOPS: La Estrella – Hospital; SAB-RAME: Sabaneta -IE Rafael J. Mejía.

ordinarios [25]: 1) mayor coeficiente de determinación ajustado ($AdjR^2$) y menor criterio corregido de información de Akaike; 2) valor superior a 0,1 en el estadístico de Jarque-Bera, consistencia; 3) factor de inflación de la varianza menor que 7,5, multicolinealidad; 4) estadístico de residuales de Koenker Breusch-Pagan menor que 0,05, significancia, y 5) índice global de Moran mayor que 0, ausencia de autocorrelación espacial.

Para evaluar las variables explicativas y el rendimiento de los modelos se utilizó la función regresión exploratoria (Exploratory Regression), en el modelado de relaciones espaciales (Modeling Spatial Relationships), del aplicativo herramientas de estadística espacial (Spatial Statistics Tools), del software ArcGIS® versión 10.7 (Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA), con licencia perteneciente a la Universidad de Antioquia. Además, a través de una regresión geo-

gráficamente ponderada se calculó el término independiente, los coeficientes de las variables explicativas y el valor estimado de $PM_{2.5}$ de cada ecuación. Finalmente, los valores estimados con cada modelo fueron validados aplicando el método de validación cruzada.

Para representar espacialmente el modelo seleccionado para cada año y predecir los niveles de $PM_{2.5}$, se creó una malla de puntos regulares sobre toda la zona de estudio y se aplicó la fórmula obtenida. Luego, se emplearon los métodos de interpolación espacial (*spline*) para obtener el mapa de concentraciones del contaminante $PM_{2.5}$, eligiendo la interpolación de menor error cuadrático.

Asimismo, se llevaron a cabo comparaciones de los valores de exposición anual obtenidos en cada escala estudiada (comuna, barrio, manzana y sitio de residencia): por un lado, con los estándares establecidos por la

Resolución 2254 de 2017 [27], norma colombiana para la calidad del aire (nivel máximo 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$); y, por otro, con las directrices de la Organización Mundial de la Salud (OMS) del año 2021 [28], que recomiendan niveles PM_{2,5} inferiores a 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para proteger la salud de las poblaciones, y que plantea metas intermedias de 35, 25, 15 y 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, correspondientes a las metas 1, 2, 3 y 4, respectivamente. Estas comparaciones permitieron determinar si los niveles de exposición encontrados se alineaban con los límites establecidos a nivel nacional e internacional, proporcionando un marco para evaluar los riesgos potenciales para la salud pública.

Asignación de exposición individual

Se recurrió a herramientas de análisis espacial en ArcGIS, con el fin de realizar una asignación de la exposición del sitio de residencia como proxy de la exposición individual. Para ello, se obtuvieron las direcciones de las viviendas, dentro de las comunas 4 y 16, de los participantes del estudio. Para verificar la exposición, se aplicó la herramienta “Extract Multi Values to Points” del conjunto Spatial Analyst de ArcGIS, permitiendo la extracción de datos específicos de concentración de PM_{2,5} para cada ubicación seleccionada, proporcionando así una evaluación detallada a nivel local.

Consideraciones éticas

Este proyecto fue aprobado por el Comité de Ética de la Facultad Nacional de Salud Pública de la Universidad de

Antioquia, según lo declarado en el acta de la sesión 165 del 23 de mayo de 2017.

Todos los procedimientos realizados en este proyecto siguieron estándares éticos contemplados en la Resolución 8430 de 1993 del Ministerio de Salud y Protección Social de Colombia [29], y las normas éticas del Consejo de Organizaciones Internacionales de Ciencias Médicas para la investigación relacionada con la salud en seres humanos, de 2016 [30].

Este estudio utilizó datos anonimizados que contaron con la autorización de cada uno de los participantes y dieron los respectivos créditos a las fuentes de datos, respetando sus derechos de autor.

Resultados

Se utilizó la información de 16 de las 22 estaciones automáticas de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de la ciudad que cumplían los criterios de selección para el año 2018 y de 15 estaciones para 2019. Los mejores modelos de regresión incluyeron entre 2 y 4 variables, con un tamaño de *buffer* predominante de 150 m, explicando entre el 40 y el 46 % de la variabilidad del PM_{2,5} (AdjR2) (véase Tabla 1).

La Ecuación 1 presenta el modelo elegido para el año 2018, que explicó el 46 % de la variabilidad geográfica del PM_{2,5}, y que incluyó la velocidad del viento promedio anual, el gradiente de precipitación, el área de zonas verdes a 150 m y la distancia a uso residencial

Tabla 1. Variables descriptoras de los modelos LUR de PM_{2,5}, Medellín, 2018 y 2019

Año	Buffer	AdjR2	AICc	JB	K(BP)	VIF	SA	Variables seleccionadas
2018	100	0,25	-7,33	0,69	0,89	1,1	0,91	+Temperatura** -Distancia residencial*
	150	0,21	-6,57	0,63	0,48	1,11	0,88	-Velocidad del viento* -Distancia residencial*
	150	0,46	-5,73	0,57	0,84	1,91	0,36	-Velocidad del viento** +Gradiente precipitación** -Área verde* -Distancia residencial***
	200	0,21	-6,57	0,63	0,48	1,11	0,88	-Velocidad del viento* -Distancia residencial*
	300	0,3	-5,44	0,62	0,23	1,26	0,99	+Temperatura** +Gradiente temperatura* -Área residencial**
	500	0,35	-6,68	0,64	0,16	1,36	0,72	+Temperatura** +Gradiente temperatura** -Área residencial**
Todos		No se pudo obtener un modelo que cumpliera con los criterios de especificación.						

Año	Buffer	AdjR2	AICc	JB	K(BP)	VIF	SA	Variables seleccionadas
2019	150	0,4	75,02	0,9	0,21	1,31	0,39	-Distancia residencial** -Residencial** +Flujo vehicular**
	100	0,32	73,37	0,89	0,75	2,2	0,65	-Área vías** +Flujo vehicular*
	200							No se pudo obtener un modelo que cumpliera con los criterios de especificación.
	300							No se pudo obtener un modelo que cumpliera con los criterios de especificación.
	500	0,35	80,5	0,53	0,26	5,53	0,74	+Gradiente temperatura** +Distancia industria** -Industria*** +Flujo vehicular**
Todos								No se pudo obtener un modelo que cumpliera con los criterios de especificación.

Significancia de las variables en el modelo (*0,10, **0,05, ***0,01).

AdjR2: Coeficiente de determinación ajustado; AICc: Criterio corregido de información de Akaike; JB: Estadístico de Jarque-Bera; K(BP): Estadístico de residuales de Koenker Breusch-Pagan ; VIF: Factor de inflación de la varianza; SA: Índice global de Moran.

a 150 m. El algoritmo *spline* fue el mejor interpolador para todos los modelos, con un error cuadrático medio de 2,18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

La ecuación se expresa en términos de logaritmo natural, ya que durante el proceso se lleva a cabo una transformación logarítmica de los datos de las series de PM_{2,5}. Esto se debe a que los datos no cumplían con el supuesto de normalidad, y la aplicación de esta transformación facilita una representación más adecuada para el análisis.

La Ecuación 2 muestra el modelo seleccionado para el año 2019, el cual explicó el 40 % de la variabilidad del PM_{2,5} en la zona de estudio. Este modelo estuvo en función de la distancia mínima a uso residencial a 150 m, el área de uso residencial a 150 m y el flujo vehicular promedio anual de la vía más cercana a 150 m, y presentó un error cuadrático medio del algoritmo de interpolación de 1,64 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

$$\begin{aligned} \ln(PM_{2,5_{2019}}) = & 2,82770 - (0,07058 * \text{Velocidad del viento}) \\ & + (0,08343 * \text{Gradiente precipitación}) - (0,00001 * \text{Área verde}_{150}) \\ & - (0,00409 * \text{Distancia uso residencial}_{150}) \end{aligned} \quad (\text{Ecuación 1})$$

$$PM_{2,5_{2019}} = 19,4568 - (0,0438 * \text{distancia uso residencial}) - (0,0001 * \text{uso residencial}_{150}) + (0,3274 * \text{flujo vehicular}) \quad (\text{Ecuación 2})$$

Variabilidad del PM_{2,5} en diferentes escalas geográficas en Medellín

En esta sección se exponen y analizan las concentraciones de PM_{2,5} en Medellín durante los años 2018 y 2019, evaluando su distribución en diferentes escalas geográficas, como comunas, barrios, manzanas censales y sitios de residencia.

Análisis por comunas

Los promedios anuales de concentración de PM_{2,5} de las 16 comunas de Medellín presentaron un rango de datos entre 12,8 y 14,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para el año 2018, y de 18,1 a 21,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para el año 2019. Para 2018, las comunas 6, 13 y 15 reportaron las concentraciones más altas de la ciudad, con promedios anuales de 14,7, 14,4 y 14,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. Con relación al año 2019, se infor-

maron las mayores concentraciones en las comunas 10, 11 y 15, con concentraciones de 20,8, 20,4 y 21,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente.

En cuanto a las concentraciones mínimas de $\text{PM}_{2,5}$, estas fueron de 12,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en la comuna 11 para el año 2018 y de 18,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en la comuna 3 para el año 2019 (véase Figura 2).

Al analizar las concentraciones de $\text{PM}_{2,5}$, se encontró que, para ambos años, ninguna comuna superó los valores máximos establecidos para Colombia, mientras que, para el 2018, todas las comunas tuvieron niveles inferiores a lo establecido en la meta intermedia 3 de OMS, y para 2019, todas estuvieron por debajo de la meta intermedia 2.

Análisis por barrios

Para el año 2018 se observaron concentraciones promedio de $\text{PM}_{2,5}$ que oscilaron entre 9,5 y 15,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ entre los 249 barrios de Medellín, con una desviación estándar de 1,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Los promedios más altos de $\text{PM}_{2,5}$ se localizaron de norte a sur de la ciudad en barrios de las zonas noroccidental, suroccidental, nororiental y centro oriental, con concentraciones entre 14,7 y 15,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Para el año 2019, el promedio mínimo de $\text{PM}_{2,5}$ fue de 15,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y el máximo de 22,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con una desviación estándar de 1,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Las concentraciones máximas se localizaron hacia la franja media de la ciudad, en los barrios colindantes de la vía más importante de esta, que circula de norte a sur a todo lo largo del río Medellín, principalmente en los barrios ubicados en el centro y sur de esta franja, con valores de $\text{PM}_{2,5}$ entre 19,8 y 22,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (véase Figura 3).

Al clasificar los barrios de acuerdo con las directrices de calidad del aire de la OMS para 2021 [28], se observó que para 2018, todos los barrios tuvieron niveles de $\text{PM}_{2,5}$ por encima del nivel objetivo, el 99,6 % superó la meta intermedia 4, y el 8,9 %, la meta intermedia 3; ningún barrio superó la meta intermedia 2 ni la meta intermedia 1. Para 2019, el total de los barrios superó la meta intermedia 3, aunque ninguno tuvo niveles superiores a la meta intermedia 2 (véase Figura 4).

Análisis por manzanas censales

Para 2018, entre las 12 505 manzanas de la ciudad, se estimaron niveles de $\text{PM}_{2,5}$ entre 6,1 y 16,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con una desviación estándar de 1,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y para 2019, estos valores oscilaron entre 15,0 y 22,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con una desviación estándar de 1,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

La Figura 5 ilustra la distribución de los promedios anuales del contaminante $\text{PM}_{2,5}$ por pequeñas áreas. En 2018, los mayores niveles se presentaron principalmente en manzanas ubicadas al noroccidente y al sur de la ciudad, con algunas manzanas ubicadas al occidente y la

zona centro, mientras en 2019, los mayores promedios se concentraron hacia el centro y el sur de la ciudad, con niveles inferiores hacia las zonas nororiental y suroriental, y las laderas noroccidental y occidental de la ciudad. Para ambos años, las áreas con mayores concentraciones fueron cercanas a la vía arteria del río Medellín.

También se observa que, en el año 2018, en el total de las manzanas se estimaron niveles de $\text{PM}_{2,5}$ por encima del nivel objetivo de OMS [28]; en el 1,5 %, se estimaron niveles inferiores a la meta intermedia 4, y en el 79 %, inferiores a la meta intermedia 3. En el año 2019, para el 100 % de las manzanas de la ciudad se establecieron valores por encima de la meta intermedia 3, pero por debajo de la meta intermedia 2 (véase Figura 6).

Análisis por sitios de residencia

Se estimó la exposición a escala individual según el sitio de residencia en 1360 de los participantes en el estudio (véase Figura 7), de los cuales 727 son residentes de la comuna 4 y 633 de la comuna 16. Mientras, para el año 2018, los participantes de la comuna 4 presentaron un promedio de exposición anual de 12,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, los de la comuna 16 tuvieron un promedio de 13,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con mayor dispersión de los niveles de exposición de $\text{PM}_{2,5}$ en la comuna 4 —Aranjuez—, en comparación con la comuna 16 (Belén), con desviaciones estándar de 1,8 y 1,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente.

En el año 2019, los participantes de la comuna 4 registraron un promedio de exposición anual a $\text{PM}_{2,5}$ de 18,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que en la comuna 16 se dio un promedio de 19,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con desviaciones estándar de 0,8 y 1,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente, siendo la comuna 16 la que tuvo mayor variabilidad en los niveles de exposición.

Discusión

A nivel mundial, la investigación epidemiológica sobre la contaminación del aire ha tenido un desarrollo muy importante en las últimas dos décadas. Sin embargo, en Latinoamérica y particularmente en Colombia, los desarrollos han sido puntuales y la mayoría de la investigación se ha centrado en la medición de las asociaciones entre variables ambientales con la morbilidad en una escala poblacional [31,32].

En años recientes, en Colombia se ha avanzado en la evaluación de tecnologías y recursos metodológicos que han permitido fortalecer los análisis epidemiológicos de diseños observacionales y analíticos [33], disminuir la incertidumbre de la medición de la relación entre contaminantes del aire y eventos en salud, posibilitar el avance hacia marcos analíticos innovadores en salud ambiental —como el exposoma— [5], y han aportado

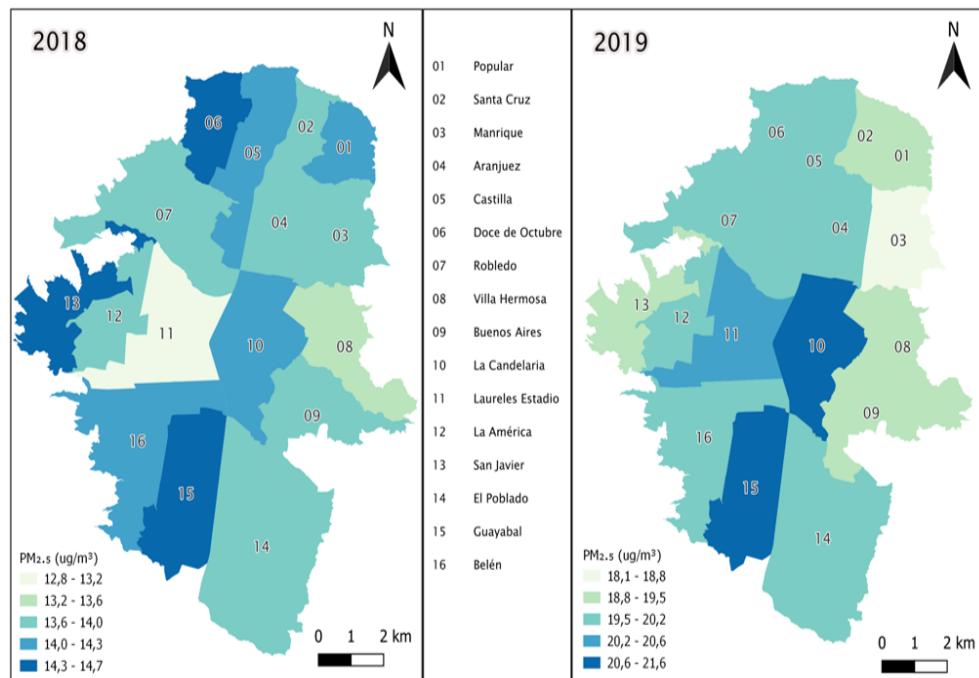


Figura 2. Concentraciones anuales de PM_{2.5} estimadas para las comunas de Medellín en 2018 y 2019

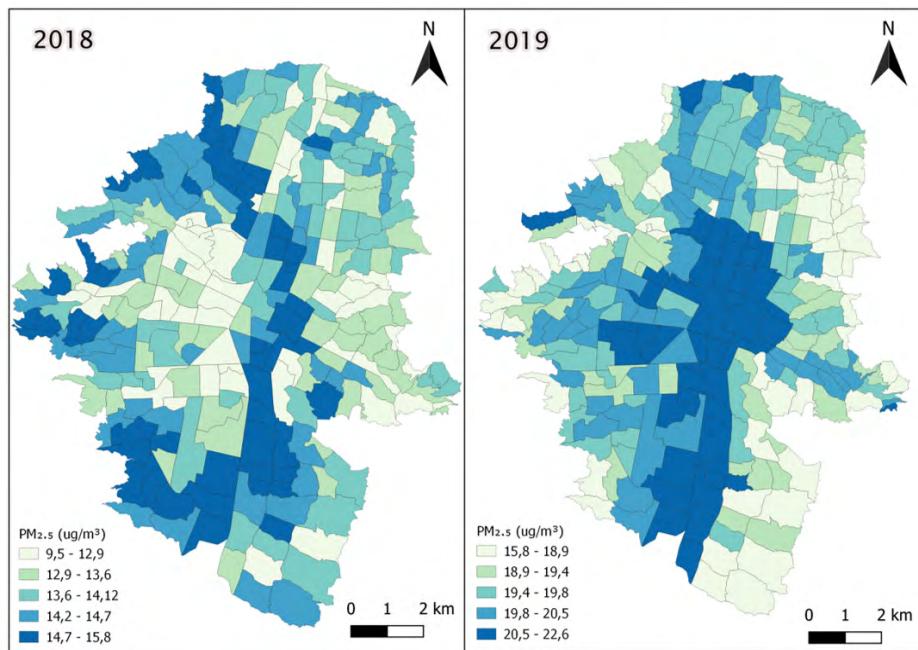


Figura 3. Concentraciones anuales de PM_{2.5} estimadas para los barrios de Medellín en 2018 y 2019

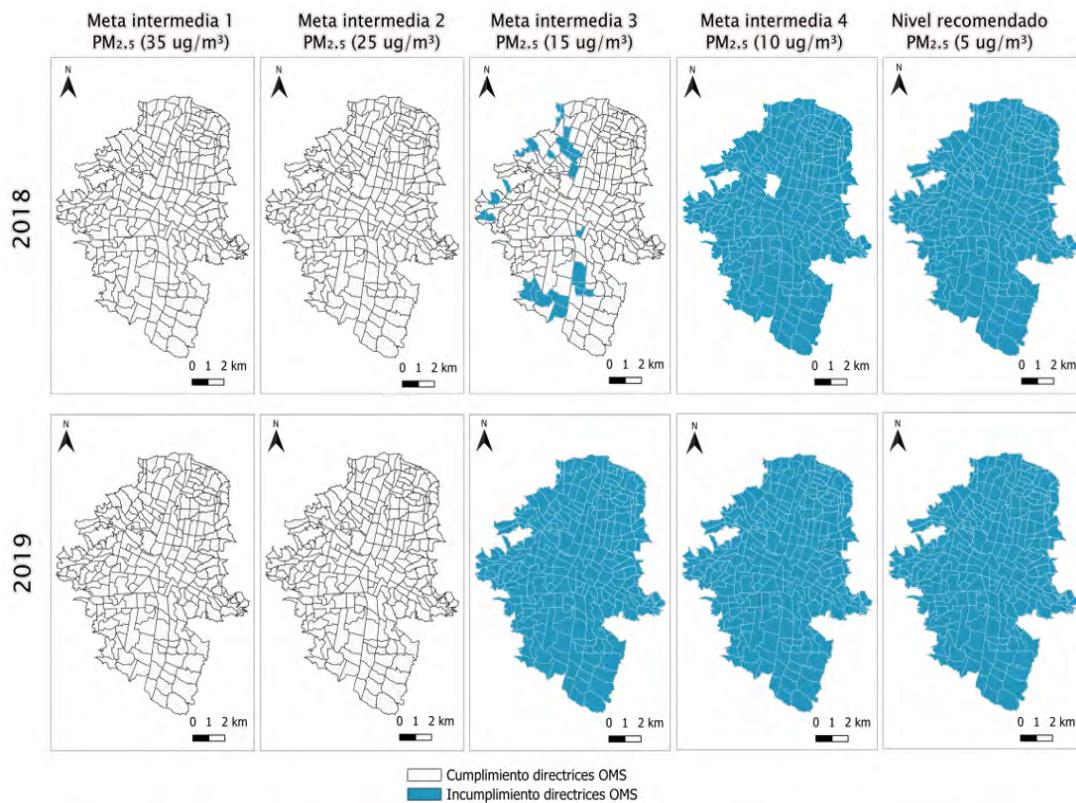


Figura 4. Distribución geográfica por barrio para la ciudad de Medellín, del cumplimiento de metas de calidad del aire de la Organización Mundial de la Salud para 2021

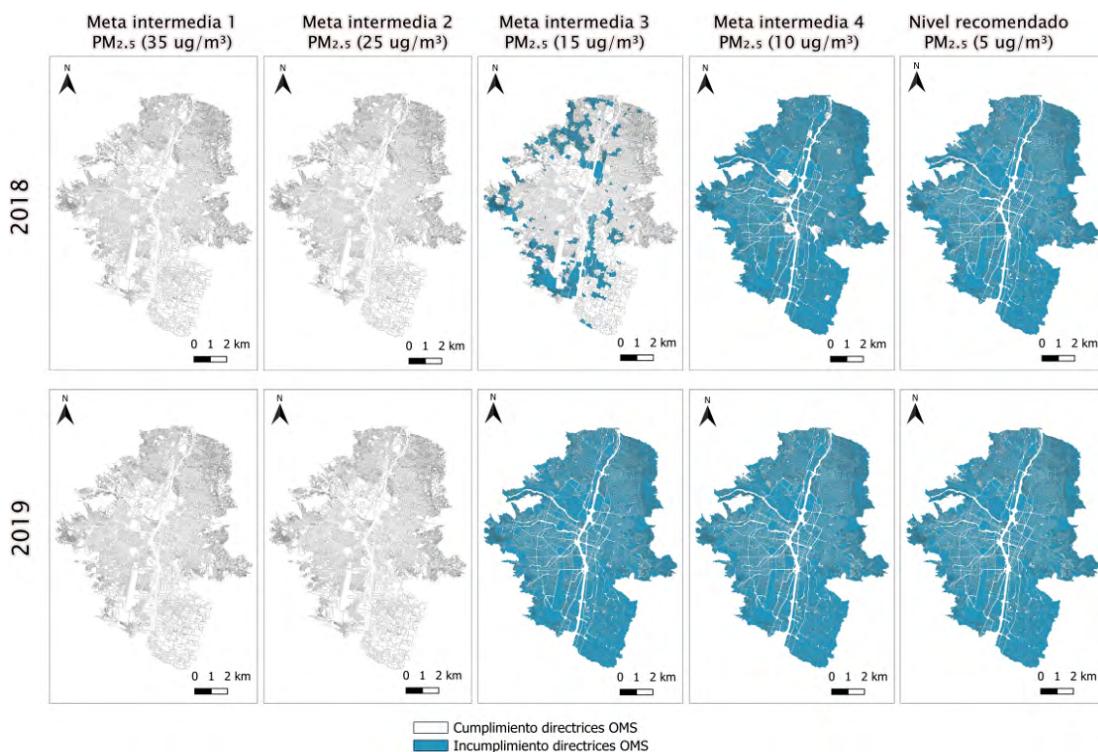


Figura 5. Concentraciones anuales de PM_{2.5} estimadas para las manzanas de Medellín en 2018 y 2019

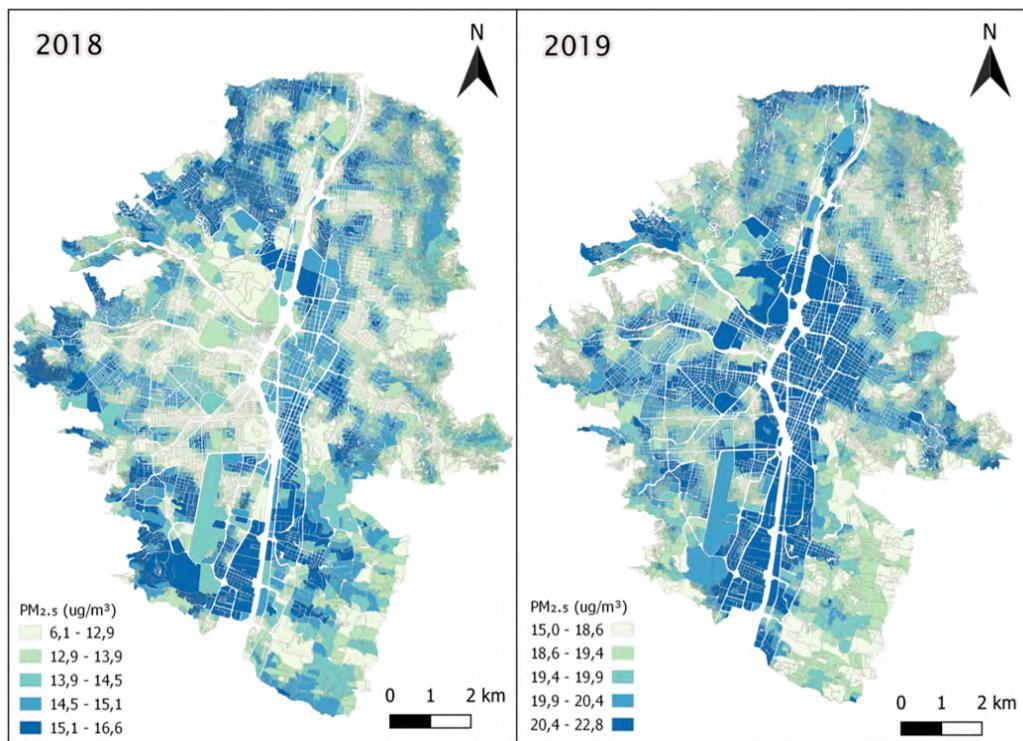


Figura 6. Distribución geográfica por manzanas, para la ciudad de Medellín, del cumplimiento de metas de calidad del aire de la Organización Mundial de la Salud

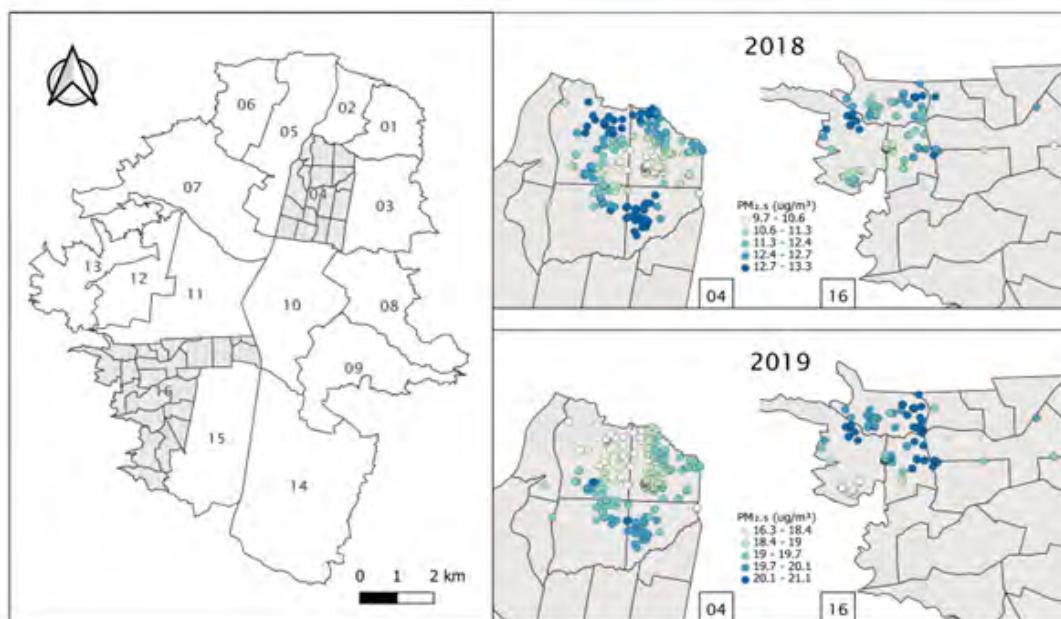


Figura 7. Concentraciones anuales de PM_{2.5} estimadas asignadas según el sitio de residencia en las comunas 4 y 16 de Medellín, 2018 y 2019

insumos para el cálculo de funciones de exposición-respuesta para las regiones y el país, necesarios para los análisis de carga y costos de la enfermedad atribuibles a los factores de riesgo ambiental [10].

Se destacan las experiencias en modelaciones espaciales de los contaminantes del aire a nivel de ciudades y áreas metropolitanas, que incluyen modelos de dispersión y modelos de regresión espacial [9,34]. Los primeros, reconocidos por su robustez y precisión, requieren gran cantidad de información y recursos computacionales que implican desafíos económicos y logísticos para su implementación. Por su parte, los modelos LUR se basan en datos de redes de monitoreo y predictores geográficos; son más fáciles de implementar y comunes en estudios epidemiológicos, debido a su simplicidad y eficiencia, en cuanto a que ofrecen una mejor resolución espacial y captan con mayor precisión la variabilidad intraurbana de los contaminantes, aunque estos modelos tienen limitaciones en la evaluación de la variabilidad temporal y en la inclusión de datos en tiempo real [35].

Nuestro trabajo corresponde a uno de los primeros reportes de modelos LUR construidos para una ciudad colombiana usando la información disponible en los sistemas públicos de información ambiental, como una herramienta para establecer la variabilidad geográfica de las concentraciones del PM_{2,5} y permitir la evaluación del riesgo en salud en el marco de un estudio de cohorte de base poblacional. Estos modelos desempeñan un papel fundamental en la asignación más precisa de la exposición al material particulado en pequeñas áreas geográficas, superando las limitaciones de los métodos de monitoreo puntual, que no logran capturar de manera adecuada la heterogeneidad espacial de la contaminación del aire.

Los predictores más frecuentes en nuestros modelos de PM_{2,5} fueron aquellos asociados al uso del suelo y al flujo vehicular en el *buffer* de 150 m, que son consistentes con otros reportes que han evaluado la variabilidad espacial PM_{2,5} en diferentes escalas temporales [14,36], y con los inventarios de fuentes realizados en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá durante los años de estudio, utilizando los modelos de sistemas de planeación de energías alternativas de largo plazo, en los que las fuentes vehiculares tiene un peso explicativo preponderante en la situación de contaminación del aire de los municipios de la región [37].

Los modelos mostraron errores relativamente pequeños de las concentraciones previstas (errores cuadráticos medios 1,64 y 2,18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), los cuales son muy similares a los observados en un reporte realizado en 2021 sobre el análisis de la variabilidad geográfica del PM_{2,5} en 5 ciudades del país, que aplicó la misma metodología, pero a partir de datos obtenidos con sensores de bajo costos, mediante campañas de corta duración (2 semanas durante temporada de lluvias y 2 semanas en tem-

porada secas) [34], y muy inferior a los reportados en Quito (Ecuador) para un análisis de PM₁₀, cuyos datos se recolectaron de 9 estaciones monitoreo de calidad del aire, pero donde la data de las variables independientes fueron obtenidas a partir de sensores remotos [38].

Con los modelos construidos se logró explicar entre el 18 y el 46 % de la variabilidad del PM_{2,5}. Al evaluar los valores del criterio de rendimiento (AdjR²), se observa que los modelos seleccionados explican entre el 40 y el 46 % de la variabilidad del PM_{2,5}. Estos resultados son compatibles con otros reportes realizados en países latinoamericanos con características topográficas y urbanas similares a nuestro territorio, y otras ciudades con alta densidad poblacional del sudeste asiático [14,36].

En comparación con un reporte reciente, el desempeño de los modelos LUR para PM_{2,5} desarrollados por nosotros fueron similares al reportado en Bogotá para 2021 (AdjR²: 0,44) y más bajos que los informados en otras ciudades del país, en los que se logró una mayor densificación de las mediciones del contaminante en campo (AdjR² entre 0,7 y 0,83) [34]. A diferencia de dicho estudio, para la construcción de nuestros modelos utilizamos toda la información disponible en la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de la ciudad, que incluyó información diaria y horaria, y probamos su potencial uso para estimar las concentraciones del contaminante en diferentes escalas geográficas.

Si bien la metodología que utilizamos demostró ser útil como aproximación a la focalización del problema, el bajo desempeño de los modelos obtenidos podría explicarse por el poco número de estaciones de monitoreo utilizadas para obtener la información del contaminante ($n = 10$). Para mejorar el rendimiento de la metodología, es fundamental aumentar la densidad de la red, ya que se reconoce que un aspecto crítico para la eficacia de un modelo LUR de PM_{2,5} es el número de sitios de medición del contaminante, además de su distribución en el área de estudio [39]. Para el caso de Medellín, si bien existe una distribución más o menos homogénea de las estaciones a lo largo y ancho de la ciudad, el número de estaciones es escaso.

Para futuras aproximaciones sería interesante analizar la posibilidad de incluir la información de la Red de Ciudadanos Científicos del Área Metropolitana, que ha distribuido un número importante de sensores de bajo costo a lo largo de la ciudad, así como información de gran escala que podría obtenerse con modelos de transporte químico e información satelital, que pueden ayudar a explicar la variabilidad geográfica del PM_{2,5} ambiental, teniendo en cuenta fuentes regionales de alto impacto para la ciudad, como los incendios forestales, y que han tenido mayor contribución en los modelos LUR de otros estudios de cohorte [39,40].

Durante los años analizados se observó un aumento en las concentraciones promedio anuales de PM_{2,5},

alcanzando los niveles más altos en 2019 en comparación con 2018, sin superar el límite máximo permitido para Colombia por el Resolución 2254 de 2017 [27] de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, pero sin lograr tampoco la meta establecida por la OMS de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, necesaria para proteger la salud de las poblaciones [28]. La mayoría de las estimaciones estuvieron por encima de los valores esperados para la meta intermedia 3 de OMS ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$), situación que ha sido relacionada en un estudio multiciudad de varias cohortes con incrementos en la mortalidad por causas naturales (9 %), eventos respiratorios (32 % para enfermedad respiratoria y 38 % para la enfermedad pulmonar obstructiva crónica), eventos cardiovasculares (20 % enfermedad cerebrovascular, 28 % enfermedad cardiovascular y 28 % infarto agudo de miocardio) y enfermedades cardiometabólicas (27 %) [40].

La revisión detallada de los rásteres permitió visualizar patrones espaciales, identificando áreas con niveles más elevados o bajos de $\text{PM}_{2.5}$. Este análisis posibilitó la observación de la variabilidad en la distribución geográfica del contaminante en las distintas escalas analizadas para ambos años, con diferencias entre los valores máximos y mínimos para los años 2018 y 2019, que fueron de $1,9$ y $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a niveles de comunas, de $6,3$ y $6,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre los barrios, y de $10,5$ y $7,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre las manzanas, respectivamente.

En general, en ambos años se observa una variabilidad espacial baja en comparación con otros trabajos reportadas para la región, pero con resultados muy similares a los informados en cohortes europeas, en las que se ha indagado el impacto en la salud en condiciones de bajos niveles de contaminación, como las incluidas en el proyecto Effects of Low-Level Air Pollution: A Study in Europe, en el cual se encontraron rendimientos de los modelos LUR para $\text{PM}_{2.5}$ inferiores y con menor variabilidad en las ciudades, con niveles de contaminación entre los 8 y $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, condiciones similares a las que se presentaron en Medellín durante los años de estudio [40]. La ciudad se localiza en el Valle de Aburrá, un valle estrecho que se comporta como una cuenca atmosférica dadas sus condiciones topográficas y meteorológicas, donde las concentraciones del material particulado tienden a presentar una baja heterogeneidad. Estas condiciones pueden explicar la baja variabilidad observada en las distintas escalas geográficas y los rendimientos de los modelos.

La metodología LUR permitió realizar la asignación de exposiciones de los participantes de la cohorte MEDELLÍN según su sitio de residencia, procedimiento que ha sido validado desde hace años como un proxy a la exposición individual de largo plazo al material particulado fino y ultrafino en distintas ciudades alrededor del mundo [22,41]. Esta estrategia permite superar las medidas agregadas de exposición, y disminuye la incertidumbre de la evaluación del riesgo en salud en los

estudios epidemiológicos, al analizar la información de exposición ambiental junto con otros factores de riesgo de escala individual que pueden confundir los análisis de impactos y la situación de salud de la población.

Una limitante de esta aproximación es el hecho de no tener información sobre el sitio donde los individuos permanecen parte de su día (sitio de trabajo o estudio) y de sus itinerarios de desplazamiento en la ciudad, lo cual permitiría tener una información de la exposición más cercana a la realidad. Nuevas investigaciones que incluyan esta información podrían ayudar a tener una evaluación más exacta de la exposición individual, al ponderar la contribución de los distintos espacios en la estimación.

En general, se pudo establecer que en ambos años hubo una variabilidad espacial con concentraciones del contaminante relativamente bajas, pero que facilita la identificación de zonas específicas que demandan intervenciones para reducir la exposición al material particulado y mejorar la calidad del aire, para de esta forma disminuir los riesgos en la salud que se han identificado asociados a este fenómeno ambiental. Se recomienda incluir esta metodología en la caja de herramientas que puede utilizar la ciudad en el estudio de su situación salud ambiental, y realizar un análisis periódico de la calidad del aire en áreas pequeñas que facilite el seguimiento, la evaluación de las intervenciones focalizadas en barrios o comunas, como las propuestas de zonas de aire protegido, y la participación de actores comunitarios. Además, puede contribuir en los procesos de planificación territorial de la ciudad, con información sobre los patrones de distribución espacial de contaminantes atmosféricos y sus factores explicativos.

Como conclusiones, este es el primer estudio de variación espacial del $\text{PM}_{2.5}$ en Medellín usando los datos disponibles en los sistemas de información de la ciudad. Se lograron desarrollar modelos LUR para evaluar la exposición de $\text{PM}_{2.5}$ en diferentes escalas espaciales, en los que predominaron variables explicativas de uso de suelo y tráfico. Se estimaron niveles de exposición inferiores a los $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las diferentes escalas, con un desempeño aceptable y comparable con estudios a nivel internacional, con una variabilidad baja, pero robusta, que permitió la asignación de exposiciones individuales de largo plazo por sitio de residencia en los participantes del proyecto.

Agradecimientos

Agradecemos a la Facultad Nacional de Salud Pública y al personal de apoyo que colaboró en este proyecto, así como a los integrantes del Grupo de Investigación Salud y Ambiente de la Universidad de Antioquia por su valiosa contribución. También expresamos nuestro agradeci-

miento a las siguientes entidades por proporcionar los datos utilizados en el estudio: Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Alcaldía de Medellín y Departamento Administrativo Nacional de Estadística.

Fuente de financiación

Este proyecto fue financiado por Minciencias, bajo el contrato 751 de 2018.

Conflictos de interés

Los autores declaran que no tienen ningún conflicto de interés.

Declaración de responsabilidad

Las opiniones expresadas en este manuscrito son responsabilidad exclusiva de los autores y no reflejan necesariamente las opiniones de las instituciones a las que pertenecen ni de la fuente de financiación.

Contribución de los autores

Sara Catalina Grisales Vargas: diseño de la propuesta, desarrollo de la metodología, análisis de datos, discusión de resultados, escritura y revisión del manuscrito.

Juan Gabriel Piñeros-Jiménez: diseño de la propuesta, revisión de la estrategia metodológica, gestión de la información, discusión de resultados, escritura y revisión del manuscrito final.

Ana María Ramírez Vélez: análisis, discusión de resultados y revisión del manuscrito final.

Santiago Mejía Osorio: análisis, diseño gráfico del artículo, discusión de resultados y revisión del manuscrito final.

Referencias

1. Wolf MJ, Emerson JW, Esty DC, et al. Environmental Performance Index. New Haven, CT: Yale Center for Environmental Law & Policy [internet]; 2022 [citado 2024 mar. 20]. Disponible en: epi.yale.edu
2. GBD 2019 Risk Factors Collaborators. Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990-2019: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. Lancet. 2020;396(10258):1223-49. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)30752-2](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)30752-2)
3. Sang S, Chu C, Zhang T, et al. The global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter in 204 countries and territories, 1990-2019: A systematic analysis of the Global Burden of Disease Study 2019. Ecotoxicol Environ Saf. 2022;238:113588. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113588>
4. Blanco E, Algranti E, Cifuentes LA, et al. Latin America and the Caribbean Code Against cancer 1st edition: Environment, occupation, and cancer. Cancer Epidemiol. 2023;86(Supl 1):102381. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.canep.2023.102381>
5. Marín D, Orozco L, Narváez D, et al. Characterization of the external exposome and its contribution to the clinical respiratory and early biological effects in children: The PROMESA cohort study protocol. PLoS One. 2023; 18(1):e0278836. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0278836>
6. Rodríguez-Camargo LA, Sierra-Parada RJ, Blanco-Becerra LC. Análisis espacial de las concentraciones de PM_{2,5} en Bogotá según los valores de las guías de la calidad del aire de la Organización Mundial de la Salud para enfermedades cardiopulmonares, 2014-2015. Biomedica. 2020;40(1):137-52. DOI: <https://doi.org/10.7705/biomedica.4719>
7. Piñeros J, Marín A, Nieto E, et al. Contaminación atmosférica y sus efectos sobre la salud de los habitantes del Valle de Aburrá, 2008-2017. Análisis de la exposición de corto y largo plazo [internet]; 2023 [citado 2023 nov. 22]. Disponible en: https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Biblioteca-aire/Estudios-calidad-del-aire/contaminacion_atmosferica_efectos_salud.pdf
8. Palacio L, Durango G, Zapata C, et al. Characterization of airborne particulate matter and its toxic and proarrhythmic effects: A case study in Aburrá Valley, Colombia. Environ Pollut. 2023;336:122475. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122475>
9. Rodriguez L, Belalcazar L, Castillo M, et al. Avoidable mortality due to long-term exposure to PM_{2,5} in Colombia 2014-2019. Environ Health. 2022;21(1):137. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12940-022-00947-8>
10. Grisales H, Piñeros JG, Nieto E, et al. Local attributable burden disease to PM_{2,5} ambient air pollution in Medellín, Colombia, 2010-2016. F1000Res. 2021;10:428. DOI: <https://doi.org/10.12688/f1000research.52025.2>
11. Malagon J, Pinzón D, Parra E, et al. Assessment of personal exposure to particulate air pollution in different microenvironments and traveling by several modes of transportation in Bogotá, Colombia: Protocol for a mixed methods study (ITHACA). JMIR Res Protoc. 2022;11(1):e25690. DOI: <https://doi.org/10.2196/25690>
12. Gouveia N, Kephart JL, Dronova I, et al. Ambient fine particulate matter in Latin American cities: Levels, population exposure, and associated urban factors. Sci Total Environ. 2021;772:145035. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145035>
13. Quinteros M, Blazquez C, Ayala S, et al. Development of spatio-temporal land use regression models for fine particulate matter and wood-burning tracers in Temuco, Chile. Environ Sci Technol [internet]. 2023 [citado 2024 ene. 20]; 57(48):19473-86. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c00720>
14. Son Y, Osornio ÁR, O'Neill MS, et al. Land use regression models to assess air pollution exposure in Mexico City using finer spatial and temporal input parameters. Sci Total Environ. 2018;639:40-48. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.144>
15. Alcaldía de Medellín. Capítulo 1: Información general de ciudad. En Informe de gestión 2022. Medellín: Alcaldía de Medellín [internet]; 2023 [citado 2024 oct. 16]. Disponible en: <https://www.medellin.gov.co/es/wp-content/uploads/2023/02/Capitulo-1.-Informacion-General-de-Ciudad-FINAL-2.pdf>
16. Guerrero LA, Aristizábal EV. Estimación y análisis de umbráles críticos de lluvia para la ocurrencia de avenidas torrenciales en el Valle de Aburrá (Antioquia). Revista EIA. 2019;16(32):97-111. Disponible en: <https://revistas.eia.edu.co/index.php/reveia/article/view/1281>

17. Departamento Nacional de Planeación. Resultados Censo Nacional de Población y Vivienda 2018 [internet]; 2019 [citado 2024 ene. 20]. Disponible en: <https://www.dane.gov.co/files/censo2018/informacion-tecnica/presentaciones-territorio/190709-CNPV-presentacion-medellin.pdf>
18. Alcaldía de Medellín. (s. f.). Proyecciones (Población, Viviendas y Hogares). Centro Documental [internet]. [citado 2024 ene. 20]. Disponible en <https://www.medellin.gov.co/es/centro-documental/proyecciones-poblacion-viviendas-y-hogares/>
19. Zapata Celis, J. Modelo del crecimiento del parque automotor en la ciudad de Medellín, a partir de la implementación de políticas públicas para la gestión de la demanda basadas en la restricción por uso de placa y la chatarrización. Medellín: Universidad de Antioquia [internet]; 2023 [citado 2019 jul. 9]. Disponible en https://bibliotecadigital.udea.edu.co/dspace/bitstream/10495/33352/1/ZapataJose_2023_ModeloCrecimientoParqueAutomotor.pdf
20. Sistema de Alertas Tempranas del Valle de Aburrá. Geoportal SIA-TA [Plataforma en línea]. https://siata.gov.co/siata_nuevo/
21. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Reglas de validación y consistencia de las estadísticas de monitoreo y seguimiento de la calidad del aire [internet]; 2019 [citado 2024 ene. 20]. Disponible en: <http://www.ideam.gov.co/documents/24189/102263008/M-GCI-EAM019+MANUAL+DE+CRÍTICA+EMSCA.pdf/1406128d-4dd8-4845-a8ab-1273bc3e0513?version=1.0>
22. Alcaldía de Medellín. Acuerdo 48 de 2014, por medio del cual se adopta la revisión y ajuste de largo plazo del Plan de Ordenamiento Territorial del Municipio de Medellín y se dictan otras disposiciones complementarias [internet]. 2014 [citado 2022 jun. 25]. Disponible en: <https://www.medellin.gov.co/es/wp-content/uploads/2022/10/POT-Medellin.pdf>
23. Alcaldía de Medellín. Portal GeoMedellín [internet]. 2022 [citado 2022 jun. 25] <https://www.medellin.gov.co/geomedellin>
24. Eeftens M, Beelen R, De Hoogh K, et al. Development of land use regression models for $PM_{2.5}$, $PM_{2.5}$ absorbance, PM_{10} and PM_{coarse} in 20 European study areas; results of the ESCAPE Project. *Environ Sci Technol*. 2012; 46(20). DOI: <https://doi.org/10.1021/es301948k>
25. Londoño L, Cañón J. Metodología para la aplicación de modelos de regresión de usos del suelo en la estimación local de la concentración mensual de PM_{10} en Medellín – Colombia. *Rev. Politec* [internet]. 2015 [citado 2023 nov. 22]; 11(21):29-40. Disponible en: <https://revistas.elpoli.edu.co/index.php/pol/article/view/617>
26. Bertazzon S, Johnson M, et al. Accounting for spatial effects in land use regression for urban air pollution modeling. *Spat Spatiotemporal Epidemiol*. 2015;14-15:9-21 DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.sste.2015.06.002>
27. Colombia, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Resolución 2254, por la cual se adopta la norma de calidad del aire ambiente y se dictan otras disposiciones [internet]. 2017 nov. 1 [citado 2024 oct. 5]. Disponible en: <https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/10/Resolucion-2254-de-2017.pdf>
28. Organización Mundial de la Salud. Directrices mundiales de la OMS sobre la calidad del aire. Materia particulada ($MP_{2.5}$ y MP_{10}), ozono, dióxido de nitrógeno, dióxido de azufre y monóxido de carbono [internet]. 2021 [citado 2024 oct. 05]. Disponible en: <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/346062/9789240035461-spa.pdf>
29. Colombia, Ministerio de Salud. Resolución 8430, por la cual se establecen las normas científicas, técnicas y administrativas para la investigación en salud [internet]. 1993, oct. 4. [citado 2024 oct. 10]. Disponible en: Disponible en: <https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/DE/DIJ/RESOLUCION-8430-DE-1993.PDF>
30. Organización Panamericana de la Salud y Consejo de Organizaciones Internacionales de las Ciencias Médica. Pautas éticas internacionales para la investigación relacionada con la salud con seres humanos (4.ª ed.). Ginebra: Consejo de Organizaciones Internacionales de las Ciencias Medicas (CIOMS) [internet]. 2016 [citado 2024 oct. 10]. Disponible en: https://cioms.ch/wp-content/uploads/2017/12/CIOMS-EthicalGuideline_SP_INTEGRION-FINAL.pdf
31. Piñeros JG, Grisales HJ, Nieto ES, et al. Contaminación atmosférica y sus efectos sobre la salud de los habitantes del Valle de Aburrá: 2008-2015. Medellín (Colombia): Área Metropolitana del Valle de Aburrá [internet]; 2018 [citado 2024 oct. 10]. Disponible en: https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Biblioteca-aire/Salud-publica/contaminacion_atmosferica_efectos_salud.pdf
32. Rodríguez LA, Rojas NY, Blanco LC, et al. Short-term effects of air pollution on respiratory and circulatory morbidity in Colombia 2011-2014: A multi-city, time-series analysis. *Int J Environ Res Public Health*. 2018;15(8):1610. DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph15081610>
33. Rodriguez LA, Moreno FE, Valbuena AM, et al. Childhood leukemia in small geographical areas and proximity to industrial sources of air pollutants in three Colombian cities. *Int J Environ Res Public Health*. 2020; 17(21):7925. DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph17217925>
34. Rodriguez LA, Rojas Y, Grisales S, et al. Intra-urban variability of long-term exposure to $PM_{2.5}$ and NO_2 in five cities in Colombia. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2024; 31(2):3207-21. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-023-31306-w>
35. De Hoogh K, Korek M, Vienneau D, et al. Comparing land use regression and dispersion modelling to assess residential exposure to ambient air pollution for epidemiological studies. *Environ Int*. 2014;73:382-92. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.011>
36. Shi Y, Lau KK, Ng E. Incorporating wind availability into land use regression modelling of air quality in mountainous high-density urban environment. *Environ Res*. 2017;157:17-29. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2017.05.007>
37. Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Universidad Pontificia Bolivariana. Actualización inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburrá - año 2018. Medellín: Área Metropolitana del Valle de Aburrá [internet]; 2020 [citado 2024 feb. 10]. Disponible en: <https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Documents/Inventario-de-emisiones/Inventario-de-Emisiones-2018.pdf>
38. Alvarez CI, Teodoro AC, et al. Assessment of remote sensing data to Model PM_{10} estimation in cities with a low number of air quality stations: A case of study in Quito, Ecuador. *Environments*. 2019; 6(7):85. DOI: <https://doi.org/10.3390/environments6070085>
39. Ma X, Zou B, Deng J, et al. A comprehensive review of the development of land use regression approaches for modeling spatio-temporal variations of ambient air pollution: A perspective from 2011 to 2023. *Environ Int*. 2024;183:108430. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108430>
40. Brunekreef B, Strak M, Chen J, et al. Mortality and morbidity effects of long-term exposure to low-level $PM_{2.5}$, BC, NO_2 , and O_3 : An analysis of European cohorts in the ELAPSE Project. *Res Rep Health Eff Inst*. 2021;2021(208):1-127.
41. Patton AP, Zamore W, Naumova EN, et al. Transferability and generalizability of regression models of ultrafine particles in urban neighborhoods in the Boston area. *Environ Sci Technol*. 2015;49(10):6051-60. DOI: <https://doi.org/10.1021/es5061676>