



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

---

---

**FACULTAD DE CIENCIAS**

*Variación espacial de la exposición a  
contaminación atmosférica y su relación con  
indicadores socioeconómicos en megalópolis: el  
caso de la Ciudad de México*

**T E S I S**

**PARA OBTENER EL TÍTULO DE:**

**BIÓLOGA**

**P R E S E N T A :**

**Maria Jimena García Burgos**



**DIRECTORA DE TESIS:  
Dra. Yosune Miquelajauregui Graf**

**Ciudad Universitaria, CD. MX. 2022**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

# Índice

<b>RESUMEN</b> .....	<b>4</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>4</b>
<b>2. MARCO TEÓRICO</b> .....	<b>6</b>
2.1 CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA .....	6
2.2 LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN LAS MEGACIUDADES.....	9
2.3 LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN LA CIUDAD DE MÉXICO .....	11
<b>3. JUSTIFICACIÓN</b> .....	<b>20</b>
<b>4. HIPÓTESIS</b> .....	<b>20</b>
<b>5. OBJETIVOS</b> .....	<b>20</b>
OBJETIVO GENERAL .....	20
<b>6. MÉTODOS</b> .....	<b>21</b>
6.1 ÁREA DE ESTUDIO .....	21
6.2 DATOS SOBRE CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA: SISTEMA DE MONITOREO ATMOSFÉRICO DE LA CIUDAD DE MÉXICO .....	21
6.3 INDICADORES SOCIOECONÓMICOS.....	22
6.4 INTERPOLACIONES ESPACIALES.....	23
6.5 AUTOCORRELACIONES ESPACIALES .....	25
<b>7. RESULTADOS</b> .....	<b>27</b>
7.1 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN LA CDMX .....	27
7.2 AUTOCORRELACIONES ESPACIALES .....	34
<b>8. DISCUSIÓN</b> .....	<b>45</b>
<b>9. CONCLUSIONES</b> .....	<b>50</b>
<b>REFERENCIAS</b> .....	<b>51</b>
<b>ANEXO 1</b> .....	<b>68</b>

## **AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES**

A la Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias por haberme formado profesionalmente.

Al proyecto “Consortio de la Ciudad de México y Newcastle para la Investigación y el Compromiso con la Salud y la Contaminación Atmosférica (MANAPRE)” por el apoyo financiero para realizar este trabajo.

Al equipo de trabajo de SEDEMA por el apoyo y asesoramiento brindado, especialmente al Mtro. Alejandro Ruiz Olivares en la parte de estadística espacial.

A la Dra. Yosune Miquelajauregui por dejarme formar parte de su equipo, asesoría y apoyo durante todo el proyecto.

A los sinodales del jurado integrado por la Dra. Elizabeth Vega, Mtra. María Fernanda Mac Gregor, Mtro. Alejandro Olivares y el Dr. Gian Carlo Delgado por las aportaciones que ayudaron a enriquecer este trabajo.

## **AGRADECIMIENTOS PERSONALES**

A mi Boris que siempre estuvo ahí apoyándome junto con Oscar, el mejor casi papá que me pudo tocar. Los amo muchísimo.

A mi hermana Fernanda y su increíblemente inteligente y tierna hija, Emilia.

A Miguel Yáñez, Victoria Escalante, Jacqueline Salas, Miranda de Lucio y Karla Ocampo por todas las risas, consejos, pláticas, pero, sobre todo, por su invaluable amistad.

A mi Mía hermosa, que adoro intensamente.

“La relación de la sociedad con la naturaleza se ha transformado al paso del tiempo y, en la actualidad, cuanto más urbanas son las sociedades, menos entendimiento, contacto y respeto tienen sobre los elementos y fenómenos naturales. Sólo se expresa la preocupación cuando los

recursos escasean o los fenómenos naturales extremos provocan estragos en las poblaciones humanas o en la infraestructura de la que dependen.”

Fragmento de: Julia Carabias Lillo, José Sarukhán. “Sustentabilidad ambiental y bienestar social”.

## **Resumen**

La Ciudad de México (CDMX) es la quinta megaciudad más grande del mundo. En ella, se emiten altas concentraciones de contaminantes atmosféricos y su población tiene una gran diversidad de perfiles socioeconómicos, haciendo de esta ciudad un escenario ideal para la injusticia ambiental. A nivel mundial, existen diversos estudios que abordan la injusticia ambiental y, en general, se ha encontrado que las áreas donde habitan comunidades de bajo nivel socioeconómico o poblaciones vulnerables se encuentran expuestas a altas concentraciones de contaminantes atmosféricos. En este trabajo se evaluó la relación entre la concentración de los contaminantes atmosféricos  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $O_3$ ,  $NO_2$  y  $CO$  con características socioeconómicas de la población de la CDMX a dos escalas: AGEB y alcaldía. Se utilizó el método de interpolación kriging ordinario para conocer la distribución espacial de los contaminantes seleccionados en la CDMX y el Índice de Morán bivariado para identificar zonas de la ciudad donde hubiera alta concentración de población con bajo nivel socioeconómico expuestas a altas concentraciones de contaminación atmosférica. Se encontró que a nivel alcaldía la población de bajo nivel socioeconómico se encuentra mayormente expuesta a altas concentraciones de  $O_3$  y se ubica en las periferias de las alcaldías Tlalpan, Milpa Alta, Xochimilco, Tláhuac, Cuajimalpa, Álvaro Obregón, Magdalena Contreras e Iztapalapa. Adicionalmente, se encontró que dentro de las alcaldías Gustavo A. Madero e Iztapalapa existe población con alta marginación expuesta a altas concentraciones de  $CO$  y  $NO_2$ .

## **1. Introducción**

La contaminación atmosférica representa uno de los problemas más graves del siglo XXI. Su importancia se ha hecho explícita en el plano internacional a través de diversas estrategias y planes, como la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible (ONU-ODS, 2021). En particular dos de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) incluidos en dicha agenda hacen referencia a la contaminación atmosférica y sus efectos en la población: el ODS 3 (salud y bienestar) que establece como una de sus metas reducir la morbilidad y mortalidad causadas por la contaminación

atmosférica, y el ODS 11 (ciudades y comunidades sostenibles) que propone como una de sus metas lograr que ciudades y asentamientos urbanos sean resilientes y sostenibles, lo cual incluye mejorar la calidad de aire (ONU-ODS, 2021).

Diversas actividades humanas como la quema de combustibles fósiles, las actividades mineras e industriales, el transporte, la descomposición de los residuos sólidos, el uso de pesticidas entre otros, son fuentes importantes de contaminación atmosférica en muchos sistemas urbanos (Jian y Hao-M, 2021). Estas emisiones de contaminantes a la atmósfera han contribuido en gran medida al cambio climático (ONU-Habitat, 2018), fenómeno que ha exacerbado al mismo tiempo diversas problemáticas sociales, económicas, ambientales (Pörtner *et al.*, 2022; IPCC, 2018) y de salud humana (Romanello *et al.*, 2021; Sharma *et al.*, 2019; Matus *et al.*, 2012). Según la Organización Mundial de la Salud, la contaminación atmosférica es responsable del desarrollo de enfermedades cardiovasculares, respiratorias e incluso muertes prematuras entre la población expuesta a ésta (OMS, 2021; Mannuccio *et al.*, 2015; Tan, 2014; Matus *et al.*, 2012; Muller y Mendelsohn, 2007). Sin embargo, la exposición a la contaminación atmosférica y sus posibles efectos a la salud no se encuentran distribuidos de manera uniforme entre la población (Holifield *et al.*, 2017). Así, el concepto de injusticia ambiental hace referencia al impacto desigual que distintos estresores ambientales (e.j. contaminación atmosférica, isla de calor, ruido, exposición a sustancias tóxicas, inundaciones) pueden ocasionar en grupos según sus características sociales, económicas, étnicas y raciales (Islam y Winkel, 2017; Namdeo y Stringer, 2008; EPA, 1996), así como en la protección desigual brindada a través de las normas y regulaciones gubernamentales (Maantay, 2002). Para Valdivieso (2005) la injusticia ambiental puede entenderse también a partir de la distribución desigual relacionada al acceso a recursos y capacidades estratégicas que permitan reducir el efecto negativo de dichas cargas ambientales. El estudio de la injusticia ambiental ha tomado relevancia en las últimas décadas a nivel mundial, siendo abordada bajo distintas perspectivas (e.j. racial, geográfica, socioeconómica). La perspectiva socioeconómica, por ejemplo, ofrece una visión amplia al incorporar tanto aspectos económicos y sociales en el análisis de la injusticia ambiental (Kopas *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2018; Chakraborti *et al.*, 2017; Fecht *et al.*, 2015; Marshall, 2008).

Diversos estudios abordan la injusticia ambiental desde la óptica socioeconómica en relación con la exposición a distintos estresores como los contaminantes industriales (Grineski *et al.*, 2015; Lara-Valencia *et al.*, 2009; Blackman *et al.*, 2004), el acceso al agua (Hargrove *et al.*, 2018), las descargas de aguas tóxicas (Chakraborti *et al.*, 2017 ;Chakraborti y Shimshack, 2022), los riesgos

a inundaciones (Cortéz-Mejía *et al.*, 2021; Serrano, 2007; Nygren, 2019; Delgado, 2007), y la contaminación atmosférica (Lomé-Hurtado *et al.*, 2020). Sin embargo, en México, son escasos los estudios que evalúan la relación entre la contaminación atmosférica y las condiciones socioeconómicas de la población expuesta a ésta. Este estudio atiende esta falta de conocimiento al evaluar la variación espacial de distintos contaminantes atmosféricos y su relación con un conjunto de indicadores socioeconómicos en la Ciudad de México (CDMX). La CDMX se caracteriza por poseer una alta densidad poblacional, una gran diversidad de perfiles socioeconómicos, y por ser una de las ciudades del mundo con mala calidad del aire durante la mayor parte del año (OMS, 2020; OCDE, 2009; CEFP, 2009). Aunado a estos factores, las características geográficas, climáticas y topográficas de la CDMX favorecen la acumulación de contaminantes atmosféricos y la generación de contaminantes secundarios (Molina *et al.*, 2002; Molina y Molina, 2005). Los resultados derivados de este estudio resultan pertinentes bajo el contexto de alta heterogeneidad ambiental, social y económica como es el caso de la CDMX, y podrían ser vinculados para informar el diseño de estrategias locales y regionales dirigidas a la reducción de emisiones, a la mejora de la calidad del aire y las condiciones de vida de los habitantes de la CDMX, minimizando así la injusticia ambiental (Nguyen y Marshall, 2018).

## **2. Marco teórico**

### *2.1 Contaminación atmosférica*

La atmósfera es una combinación de gases que envuelve a la Tierra y permite, junto con otros factores, la vida (Iribarne, 1980). La atmósfera tiene una densidad máxima por encima del suelo y a medida que aumenta la altura se vuelve gradualmente más delgada. Para fines prácticos, la atmósfera terrestre se encuentra dividida en cinco capas: troposfera (0 km-12 km), estratosfera (12 km-50 km), mesosfera (50 km-80 km), ionosfera (80 km-700 km) y exosfera (>700 km) (Seinfeld y Pandis, 2016). Sus principales componentes son el nitrógeno y oxígeno con un 78% y 21% de abundancia relativa, respectivamente (Jiménez, 2001). El porcentaje restante está constituido por los denominados gases traza que incluyen el vapor de agua, el argón, el dióxido de carbono, el metano y el ozono. Cuando los gases traza rebasan el 1% de abundancia se habla entonces de contaminación atmosférica (SEMARNAT, 2013).

La contaminación atmosférica se refiere a la presencia de pequeñas partículas o gases en la troposfera (capa inferior de la atmósfera) que implican un riesgo, daño o molestia para los seres vivos que se encuentran expuestos a éstos (IDEAM, 2014; Ataz y Mera, 2004). Los contaminantes atmosféricos tienen su origen a partir de procesos naturales y/o antropogénicos (Ataz y Mera, 2004; EPA, 1996). Los contaminantes se pueden clasificar, según su origen, en contaminantes primarios y secundarios. Los contaminantes primarios son aquellos que se liberan directamente a la atmósfera por alguna fuente de emisión; mientras que los contaminantes secundarios se forman en la atmósfera por reacciones químicas con otros gases presentes en la atmósfera (SEMARNAT, 2013; Tabla 1).

Existen diversos factores que influyen en la dispersión y/o acumulación de estos contaminantes en la atmósfera. Algunos de estos factores, como la topografía (cadenas montañosas o valles) y el clima (la precipitación, radiación solar o viento), pueden afectar la acumulación y movimiento de contaminantes al facilitar o dificultar la dispersión de éstos en la atmósfera (Inche, 2004).

Durante las últimas décadas el proceso de urbanización se ha caracterizado por el incremento de actividades productivas e industriales, así como el aumento en la demanda de recursos (e.j. energía, agua, alimentos) lo que ha traído consigo una generación creciente de emisiones contaminantes (IPCC, 2021). La constante emisión de contaminantes a la atmósfera proveniente de los centros urbanos representa uno de los problemas socioambientales más importantes del siglo XXI (SNIARN, 2021).



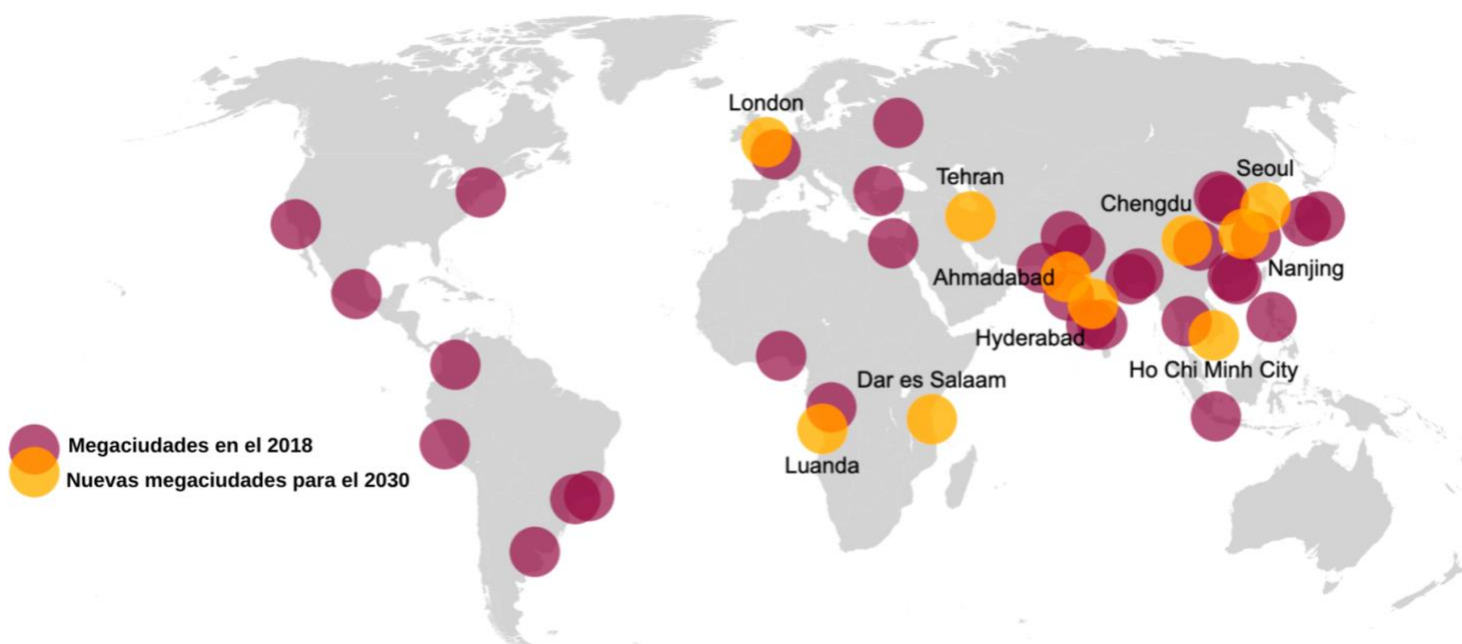
**Tabla 1. Clasificación de los principales contaminantes atmosféricos, sus características y fuentes de emisión.**

<b>Contaminante primario</b>	<b>Característica</b>	<b>Fuente</b>	<b>Reacción para su formación</b>
Monóxido de carbono (CO)	Contaminante más abundante de la tropósfera. Gas que al oxidarse genera dióxido de carbono. Es de amplia dispersión.	Procesos de combustión diversos como: gasolina, gas, queroseno, carbón, petróleo, tabaco, madera, incendios forestales y agrícolas. También chimeneas, calderas, calentadores de agua o calefactores pueden producirlo si no funcionan adecuadamente.	$2C + O_2 \rightarrow 2CO$
Partículas (PM <sub>2.5</sub> y PM <sub>10</sub> )	Se clasifican con base en su diámetro aerodinámico: igual o menor a las 10µm (PM <sub>10</sub> ) o menor a 2.5µm (PM <sub>2.5</sub> ) que constituyen la fracción respirable. De composición variable dependiendo de la fuente de emisión, mecanismo de formación, entre otros. Entre las PM <sub>10</sub> se encuentra el hierro, aluminio, calcio, sílice, cloruro y polvo mineral. Las PM <sub>2.5</sub> sulfatos, nitratos, amonio, plomo, cadmio, carbón orgánico negro y carbón elemental.	Centrales eléctricas, calefacción industrial, incendios forestales y agrícolas, combustión de alta temperatura, oxidación atmosférica de NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> y compuestos orgánicos, suspensión de suelos (cultivos, minería, calles no pavimentadas), construcción, demolición y cenizas de combustión de carbón, madera y petróleo.	No tiene
Óxidos de nitrógeno (NO <sub>x</sub> )	Grupo de gases incoloros y poco solubles en agua. Se oxidan rápidamente de NO a NO <sub>2</sub> y posteriormente a ácido nítrico (HNO <sub>3</sub> ), produciendo así lluvia ácida o efecto invernadero. Puede reducir el ozono en la estratosfera.	Combustión de combustibles fósiles, quema de madera, tabaco y la producción de fertilizantes y explosivos.	$N_2 + O_2 \rightarrow 2NO$ $2NO + O_2 \rightarrow 2NO_2$ $NO_2 + \text{energía} \rightarrow NO + O$
<b>Contaminante secundario</b>	<b>Característica</b>	<b>Formación</b>	<b>Reacción</b>
Ozono (O <sub>3</sub> )	Elemento natural de la estratósfera considerado contaminante cuando se encuentra en la troposfera debido a su carácter corrosivo, reactivo, oxidante y tóxico.	Formado por reacciones inducidas por la luz UV sobre los óxidos de nitrógeno e hidrocarburos.	$O + O_2 \rightarrow O_3$

**Fuentes: CeMCAQ, 2021; Cadenna, 2020; SEMARNAT, 2013; European Commission, 2004; Environmental Protection Agency, 2010.**

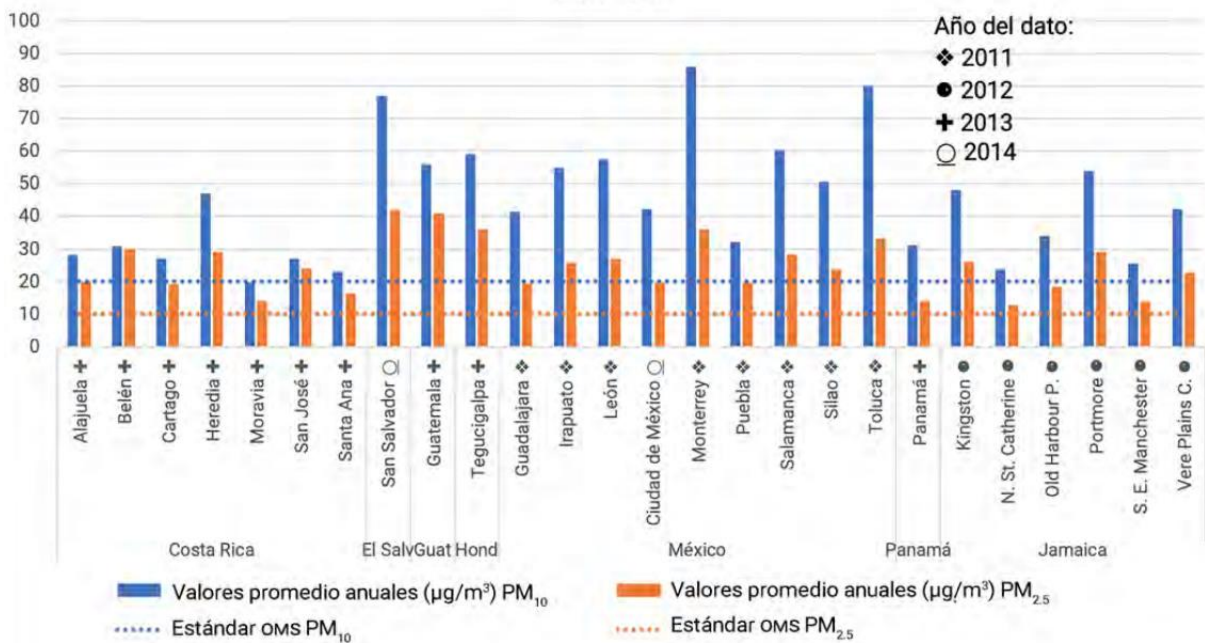
## 2.2 La contaminación atmosférica en las megaciudades

Actualmente, más de la mitad de la población humana a nivel global vive en centros urbanos (ONU, 2018). Se estima que para el 2050 esta cifra aumentará a más del 60% de la población mundial (ONU, 2019). A estas aglomeraciones urbanas con diez millones o más de habitantes se les ha llamado megaciudades (ONU-Hábitat, 2020). Según la Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2018), existen actualmente cerca de 30 megaciudades en el mundo, entre las que se encuentra la Ciudad de México (Figura 1).



**Figura 1. Las megaciudades del mundo en 2018 y las nuevas megaciudades para 2030 Fuente: tomado de ONU (2018).**

Tan sólo 25 megaciudades del mundo producen 52% de emisiones contaminantes a la atmósfera (Wei *et al.*, 2021), debido a su alta concentración de actividades humanas tales como la industria, el transporte, la construcción, la quema de combustibles fósiles, entre otras (Baklanov *et al.*, 2016). En los últimos años, algunas de estas megaciudades han experimentado graves problemas de contaminación atmosférica por partículas  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ , al igual que por  $CO$ ,  $O_3$  y otros contaminantes (Gómez, 2017; OMS, 2015; Sánchez *et al.*, 2013; Figura 2).



**Figura 2. Valores promedio anuales de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> para los años 2011-2014 para algunas ciudades y los límites de concentración recomendados por la OMS. Fuente: tomado de PNUMA (2021).**

Algunos de los problemas en megaciudades asociados a la contaminación atmosférica son el deterioro de la salud humana, indicado, por ejemplo, por el aumento en las enfermedades cardiovasculares y respiratorias en la población (Sharma *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2019; Nuvolone *et al.*, 2018; Matus *et al.*, 2012; Mateen y Brook, 2011; Halonen *et al.*, 2010; Muller y Mendelsohn, 2007; Schwartz, 2004; Mathieu-Nolf, 2002). En otros estudios se ha observado incluso afectaciones al desarrollo cognitivo en la población menor a 5 años (Sunyer *et al.*, 2015). La Organización Mundial de la Salud –OMS– estima que una de cada ocho muertes en el mundo está relacionada con la contaminación atmosférica (OMS, 2013). Uno de los ejemplos más emblemáticos en megaciudades surgidos por la contaminación del aire es el caso del gran smog de Londres en 1952, un fenómeno caracterizado por la reducción de la visibilidad, periodo de frío inusual y sin viento (Sheail, 1991). El gobierno londinense estimó que semanas posteriores a este evento murieron, como consecuencia de este fenómeno, cerca de 4,000 personas (Bell *et al.*, 2004). Por otra parte, En la ciudad de Los Ángeles en el año de 1943 ocurrió un evento de presencia de

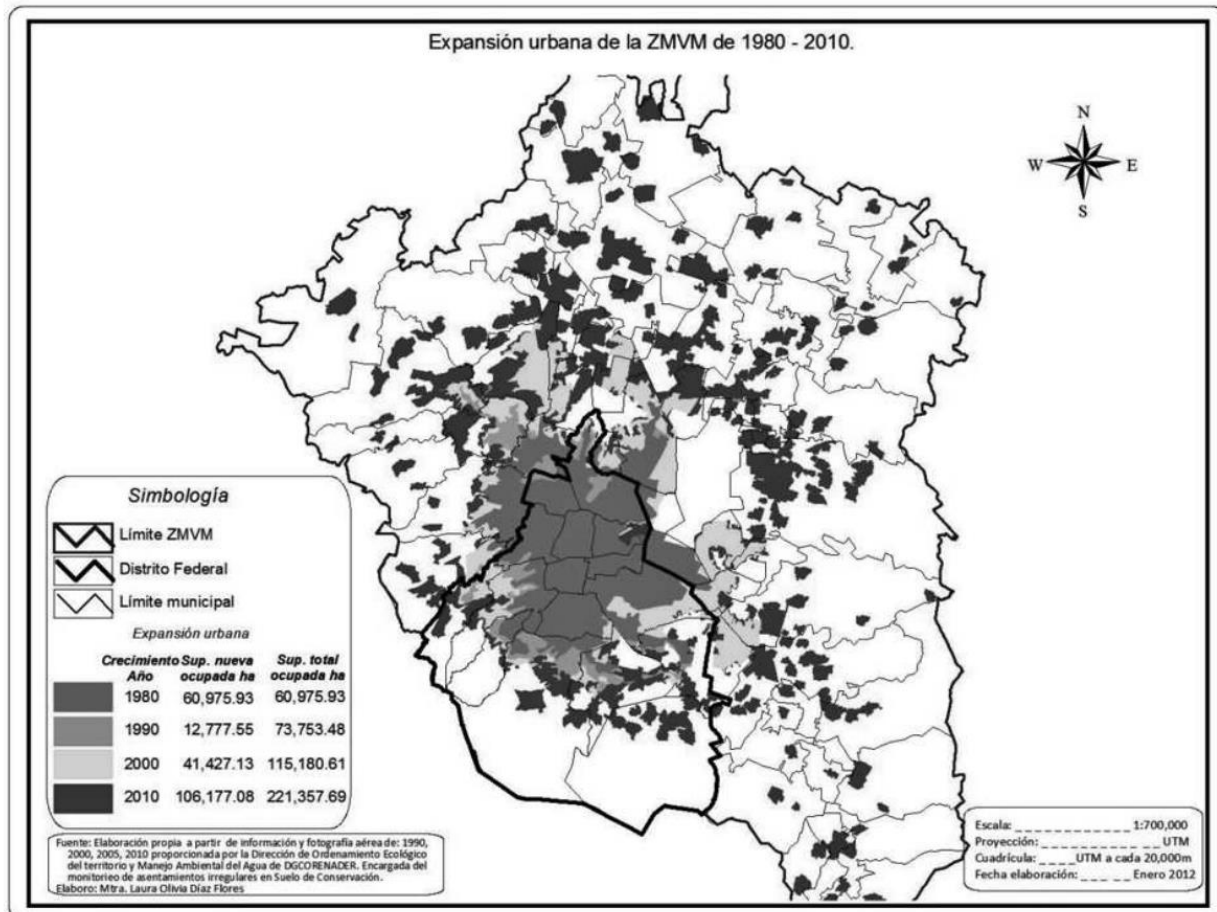
smog , causado por fuerte radiación solar, emisiones incontroladas y mala ventilación atmosférica. Sin embargo, fue hasta 1947 que el gobierno estadounidense comenzó a dar tratar el tema de la contaminación atmosférica como una prioridad para la planeación urbana futura de la ciudad (Keith, 1970). Ambos casos marcaron el inicio de acciones para mejorar la calidad del aire y desde entonces se ha logrado progresar en estrategias para la reducción de contaminantes atmosféricos mundialmente (Gen *et al.*, 2021).

A pesar de los esfuerzos, hoy en día, los problemas por contaminación en megaciudades, sobre todo en países en vías de desarrollo, siguen existiendo, ya que la concentración de contaminantes atmosféricos rebasa frecuentemente los límites estándar establecidos por la OMS (UN, 2012). Ejemplos claros son Nueva Delhi, donde en 2018 el promedio anual de la concentración de PM<sub>2.5</sub> rebasó 5 veces los estándares de calidad del aire nacionales y 12 veces el de la OMS (Nandi, 2018; Balakrishnan *et al.*, 2019). En Bangladesh, la capital Dacca fue la ciudad que registró la peor calidad del aire del mundo en 2020 (IQAir, 2021); en Shangai se ha asociado la mortalidad de su población con las altas concentraciones de O<sub>3</sub> en temporada de frío (Zhang *et al.*, 2006); y la CDMX, una de las megaciudades más contaminadas de América del Norte (OMS, 2020), rebasa frecuentemente los límites permisibles de concentración de O<sub>3</sub>, PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> según las guías de calidad del aire de la OMS, Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés) y las Normas Oficiales Mexicanas (SEDEMA, 2020).

### *2.3 La contaminación atmosférica en la Ciudad de México*

La CDMX ocupa el quinto lugar entre las megaciudades más grandes del mundo (ONU, 2018). Esta megaciudad es un ejemplo de la rápida urbanización y la falta de planeación que caracteriza el desarrollo urbano de algunas ciudades de países en vías de desarrollo (Molina *et al.*, 2010; Figura 3). La CDMX es uno de los centros culturales y financieros más importantes del país en donde diversas actividades humanas se llevan a cabo (e.j. industrias, transporte, construcción). En esta megaciudad circulan más de 4 millones de vehículos móviles mensualmente, incluyendo camiones y camionetas de transporte público, camiones de carga, motocicletas y vehículos públicos, oficiales y particulares (INEGI, 2022). Se concentran además 474,332 unidades económicas de las cuales 33 mil son industrias manufactureras, 32 mil de transporte, 23 mil de construcción y 63 de minería (DNUE, 2021). Aunado a la alta producción de contaminantes derivados de estas actividades, esta ciudad está ubicada en un valle rodeado de montañas y mesetas, lo que dificulta la dispersión de

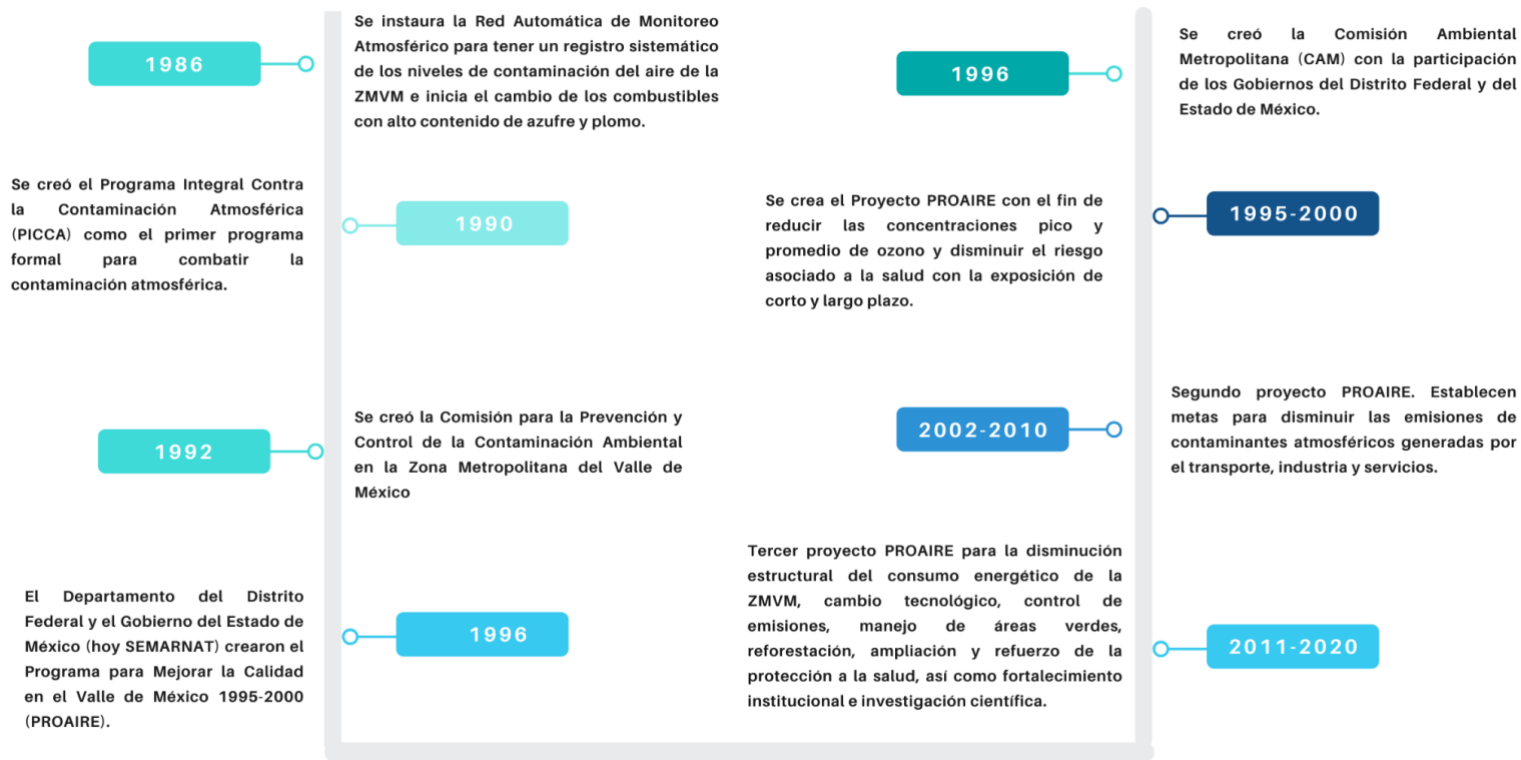
los contaminantes atmosféricos y durante gran parte del año hay intensa radiación solar, promoviendo la formación de contaminantes secundarios (Molina *et al.*, 2002; Molina y Molina, 2005). Por ello, desde hace más de 20 años se han implementado distintos proyectos dirigidos a mejorar la calidad del aire en la CDMX (SEDEMA, 2020).



**Figura 3. La Zona Metropolitana del Valle de México mostrando la expansión urbana de 1980 a 2010. Fuente: tomado de Pradilla (2015).**

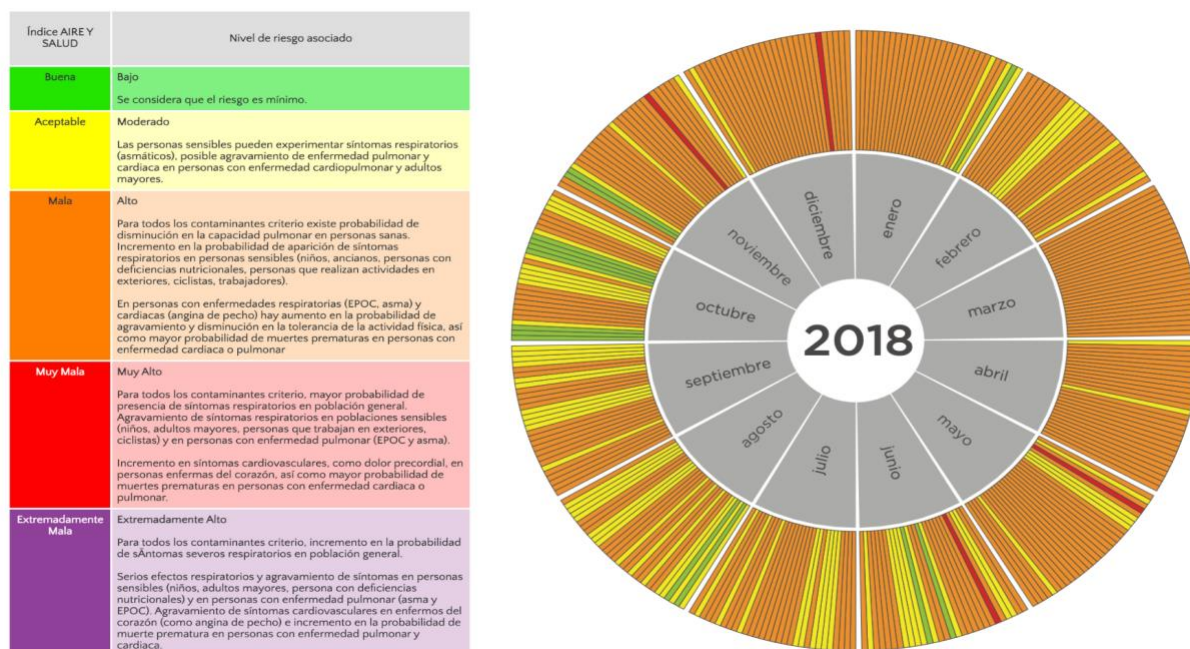
La calidad del aire corresponde a la condición del aire que se encuentra a nuestro alrededor y ésta se ve afectada negativamente cuando los gases traza aumentan a más del 1% de abundancia en la troposfera (SEDEMA, 2018). Para atender el problema de contaminación del aire, la CDMX a través de la Secretaría de Medio Ambiente (SEDEMA), creó en 1986 el Sistema de Monitoreo Atmosférico (SIMAT) que integra cinco subsistemas operativos, incluyendo la actual Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA). La RAMA está compuesta por 34 estaciones remotas de monitoreo, opera las 24 horas del día, todos los días del año y cuenta con equipos que miden contaminantes criterio como el O<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, CO y partículas suspendidas (SEDEMA,

2020a). La información derivada de la RAMA se utiliza para caracterizar la calidad del aire y determinar los patrones de comportamiento, los máximos y mínimos de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos, así como para evaluar sus tendencias temporales y espaciales. De manera paralela y con la finalidad de informar el estado de la calidad del aire, los probables daños a la salud y emitir recomendaciones para reducir la exposición de la población, se desarrolló en el año 2020, el Índice AIRE Y SALUD (antes Índice de Calidad del Aire o Índice Metropolitano de la Calidad del Aire –IMECA; SEDEMA, 2020b). Este índice se construye relacionando la concentración de los contaminantes criterio con una categoría de calidad del aire (buena-verde, amarilla-aceptable, mala- naranja, muy mala- rojo) asignado a un nivel de riesgo. Asimismo, el índice permite emitir recomendaciones para la protección de grupos sensibles y población en general (SEDEMA, 2020). Así, desde la instauración del SIMAT se ha observado cómo la instrumentación de los programas de gestión de la calidad del aire ha impactado positivamente en la reducción de la contaminación atmosférica en la CDMX. Además, los proyectos para mejorar la calidad del aire continúan hasta la fecha (SEDEMA, 2020a; Figura 4).



**Figura 4. Cronología de los programas gubernamentales implementados en la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) para mejorar la calidad del aire. Fuente: tomado de SEMARNAT (2010).**

Sin embargo, a pesar de estos esfuerzos, la concentración de contaminantes en el aire no se ha reducido lo suficiente para cumplir con los estándares internacionales y nacionales, especialmente para  $PM_{2.5}$  y  $PM_{10}$  y  $O_3$  (SEDEMA, 2020a; SEDEMA, 2017). Por ejemplo, durante la mayor parte del año 2016 el  $O_3$ ,  $PM_{2.5}$  y  $PM_{10}$ , excedieron sus respectivos valores límite de las Normas Oficiales Mexicanas de Salud Ambiental, mismo caso para 2017 y 2018 (SEDEMA, 2020a). En este último año el Índice de Calidad del Aire registró 276 días en las categorías “mala” y “muy mala” (Figura 5).



**Figura 5. Clasificación de la calidad del aire según el Índice AIRE Y SALUD y su comportamiento para el año 2018 considerando a los contaminantes  $O_3$ ,  $PM_{2.5}$  y  $PM_{10}$ . Fuente: tomado de SEDEMA (2020).**

En la CDMX la contaminación atmosférica varía de manera estacional (SEDEMA, 2020b) durante tres temporadas bien definidas: la seca-fría que abarca de noviembre a febrero, la seca-caliente de marzo a mayo, y las lluvias de junio a octubre (SEDEMA, 2017).

- El CO aumenta en la temporada seca-fría, ya que se relaciona con el uso de calentadores, a la quema de leña para calentarse, el uso de gas propano, petróleo y a la quema de gasolina de automóviles (CNPD, 2020). La concentración máxima para este contaminante es 5.4 ppm registrada al noreste de la zona metropolitana de la CDMX (SEDEMA, 2018). Es desde el 2001 que el CO no ha rebasado el valor límite permitido debido, en parte, a la



mejora en el sistema de combustión de los vehículos.

- Para el NO<sub>x</sub>, la concentración más alta se registra también durante la temporada seca-fría debido a que las fuentes de emisión son el combustible fósil y la quema de biomasa. Normalmente, la máxima concentración de este contaminante se da por las mañanas como resultado del tráfico y flujo vehicular localizado principalmente en la zona centro de la ciudad y en áreas industrializadas (SEMARNAT, 2010).
- En cuanto a las PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub>, las concentraciones más altas se observan durante la temporada seca-fría debido a la ausencia de lluvias que permiten su remoción y sedimentación. El aumento en las concentraciones de partículas se relaciona, en parte, con distintas actividades humanas como obras en construcción, tráfico vehicular, chimeneas, centrales eléctricas e industrias, aunado al efecto de la inversión térmica (Gobierno de la Ciudad de México, 2020). Sin embargo, las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub> pueden variar durante el día, incrementándose durante las horas de mayor tráfico vehicular en la mañana y tarde-noche (SEDEMA, 2020a).
- En el caso del O<sub>3</sub>, las mayores concentraciones se dan durante la temporada seca-caliente debido a la presencia de condiciones meteorológicas favorables para su formación (e.j. altas temperaturas, cielos despejados, elevada insolación y vientos bajos; Cadenna, 2020). Sin embargo, este contaminante sigue superando el límite de 95 ppb la mayor parte del año en la zona centro y suroeste de la CDMX (SEDEMA, 2017).

Diversos estudios han observado un deterioro sostenido en la salud de la población de la CDMX como consecuencia de la contaminación atmosférica (Son *et al.*, 2018; González-Zambrano, 2015; Castro y Neria, 2003; Vallejo *et al.*, 2003; Rosales-Castillo *et al.*, 2001). Algunas de las enfermedades más comunes en la CDMX por contaminación atmosférica son enfermedades cardiovasculares, dolor de cabeza, irritación del sistema respiratorio y cáncer (Riojas-Rodríguez *et al.*, 2006; Calderón-Garciduenas *et al.*, 2000). En general, se ha establecido que un contaminante puede producir efectos negativos en la salud dependiendo del nivel de exposición al mismo y a la vulnerabilidad de las personas expuestas (SEMARNAT, 2011). Sin embargo, la exposición a la contaminación atmosférica y sus posibles efectos a la salud no se encuentran distribuidos de manera uniforme entre la población (Holifield *et al.*, 2017). A esta distribución desigual de impactos ambientales se le ha llamado injusticia ambiental (Islam y Winkel, 2017).

## 2.4 Injusticia ambiental y desarrollo sostenible

La injusticia ambiental hace referencia al impacto desigual que estresores ambientales, como la contaminación del aire, pueden ocasionar en grupos según sus características sociales, económicas, étnicas y raciales (Islam y Winkel, 2017; Namdeo y Stringer, 2008; EPA, 1996). Este trabajo se enfoca en el impacto que puede tener la contaminación del aire sobre distintos grupos según sus características socioeconómicas. Según la OMS, las poblaciones vulnerables más propensas a sufrir efectos adversos de la contaminación atmosférica sobre su salud incluyen a los grupos con bajo nivel socioeconómico (pobres y/o marginadas; véase Anexo 1 para mayor detalle), personas con discapacidad, personas indígenas, personas de origen afroamericano y personas sin acceso a servicios de salud, entre otros (OMS, 2022; Kuran et al., 2020). Dicha condición de vulnerabilidad está dada entonces por una combinación de elementos relacionados principalmente a la condición socioeconómica (Kasperson y Kasperson, 2001), aunado a la falta de capacidades para afrontar y adaptarse a tales efectos (IPCC, 2014; Islam y Winkel 2017).

Hoy en día, alrededor del 90% de la población urbana mundial respira aire que no cumple con los estándares de la OMS para PM<sub>2.5</sub> y se estima que más de 4.2 millones de personas mueren anualmente resultado de los altos niveles de contaminación (ONU, 2018). Diversos estudios han documentado la existencia de inequidades ambientales en relación con la exposición a la contaminación del aire (Mohai *et al.*, 2009). Estos estudios reconocen que los impactos de los estresores no son iguales entre ricos y pobres, personas con discapacidades o diferentes etnias (ONU, 2019; NAACP, 2021). En este sentido, resulta importante resaltar que el problema de contaminación del aire no está aislado de las esferas social y económica, y que sus impactos no están distribuidos de manera uniforme en toda la población (Holifield *et al.*, 2017).

La huella que puede dejar la injusticia ambiental en el presente puede ralentizar los esfuerzos dirigidos a transitar hacia un futuro sostenible, tal como fue plasmado en 1987 en el “Informe Brundtland”– publicado por la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo de la ONU. Este informe atiende los críticos problemas socioambientales de la actualidad, pretendiendo guiar el desarrollo sostenible que concilie las dimensiones social, económica y ambiental. El desarrollo sostenible, entonces, se refiere al “desarrollo que permite satisfacer las necesidades de las generaciones del presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades” (Brundtland, 1987). Esta definición, es en esencia normativa, ya que

contiene elementos relacionados al bienestar humano y a la injusticia ambiental.

La injusticia ambiental es uno de los problemas socioambientales más importantes que enfrentamos en la actualidad. Su importancia se ha hecho explícita en el plano internacional a través de diversas estrategias y planes, como la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible (ONU-ODS, 2021). La agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible integra 17 objetivos con métricas e indicadores específicos relacionados con el medio ambiente, la igualdad, la educación, la salud, el bienestar, entre otros (Figura 6). En particular dos de los ODS hacen referencia a la contaminación atmosférica y sus efectos en la población. Una de las metas del ODS 3 (salud) establece reducir la morbilidad y mortalidad causados por la contaminación atmosférica y el ODS 11 (ciudades sostenibles) propone como uno de sus objetivos que las ciudades y asentamientos urbanos sean más resilientes y sostenibles, lo que incluye mejorar la calidad del aire (ONU-ODS, 2021).



**Figura 6. Los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030. Fuente: ONU (2015).**

En particular, la contaminación atmosférica es uno de los estresores ambientales que se ha ligado directamente con la injusticia ambiental. En Estados Unidos, dos estudios de Marshall (2008) y Morello-Fosch *et al.* (2002) realizados en el Estado de California, encontraron una mayor exposición a concentraciones altas de partículas en poblaciones de origen afroamericano y de bajos ingresos. En el mismo país, Clark *et al.* (2014) encontraron una correlación positiva entre la exposición a altas concentraciones de NO<sub>2</sub> y personas de bajo nivel socioeconómico a 3 diferentes escalas: regiones, estados y ciudades. En Londres, Barnes *et al.* (2022) encontraron una fuerte

relación entre la edad y la pobreza con NO<sub>2</sub>. Fecht *et al.* (2015) estudiaron la relación entre la contaminación del aire y características socioeconómicas, la etnia y la edad en Inglaterra y los Países Bajos, encontrando que la desigualdad en la contaminación del aire es en gran parte un problema urbano y que los vecindarios étnicamente más diversos tienen los niveles más altos de contaminación en el aire. Asimismo, en Asia, Kopas *et al.* (2020) encontraron que las poblaciones pobres en la India tienen mayor probabilidad de estar expuestas a la contaminación del aire por carbón. Por su parte, Samoli *et al.* (2019) analizaron nueve áreas metropolitanas de Europa, y encontraron una correlación positiva entre las áreas donde habitan personas sin trabajo, nacidas fuera de Europa y con alto índice de criminalidad, con niveles altos de NO<sub>2</sub>. Este estudio es parecido al que se llevó a cabo en Suiza, donde se encontró que los niños con menor nivel socioeconómico estaban expuestos a mayores concentraciones de NO<sub>2</sub> (Chaix *et al.*, 2006).

Por otro lado, también hay lugares donde no se ha encontrado evidencia de injusticia ambiental. Tal es el caso de Temam *et al.* (2017), quienes estudiaron 16 áreas urbanas de Europa y encontraron que las personas con un nivel socioeconómico medio se encontraron mayormente expuestas a grandes concentraciones de contaminantes en el aire. A su vez, Wheeler y Ben Shlomo (2005) encontraron que, en áreas donde residen personas con un nivel socioeconómico bajo, la calidad del aire es relativamente buena. En Nueva York, Hajat *et al.* (2013) encontraron que la población con un nivel socioeconómico alto se encuentra mayormente expuesta a los contaminantes NO<sub>x</sub> y PM<sub>2.5</sub>. En Francia, se encontró que las clases sociales altas se encuentran expuestas a concentraciones altas de NO<sub>2</sub> (Padilla *et al.*, 2014). Se ha sugerido que estas discrepancias pueden ser explicadas por la escala geográfica, el contexto local y la diversidad de metodologías utilizadas para analizar la injusticia ambiental (Havard *et al.*, 2011).

En México, se han llevado a cabo estudios sobre injusticia ambiental centrados principalmente en contaminantes industriales (Grineski *et al.*, 2015; Lara-Valencia *et al.*, 2009; Blackman *et al.*, 2004), acceso al agua (Hargrove *et al.*, 2018), descargas de aguas tóxicas (Chakraborti *et al.*, 2017; Chakraborti y Shimshack, 2022), riesgos a inundaciones (Cortéz-Mejía *et al.*, 2021; Nygren, 2019; Serrano, 2007; Delgado, 2007), y contaminantes atmosféricos (Lomé-Hurtado *et al.*, 2020; Calderón-Garciadueñas y Torres-Jardón, 2012). Sin embargo, para la CDMX sólo existe un estudio que ha relacionado espacialmente indicadores socioeconómicos con la contaminación atmosférica, sugiriendo una mayor exposición a O<sub>3</sub> y PM<sub>10</sub> en poblaciones económicamente desfavorecidas (Lomé-Hurtado *et al.*, 2020).

### **3. Justificación**

Las evaluaciones de injusticia ambiental son fundamentales en áreas urbanas con una alta diversidad de perfiles socioeconómicos, profundas asimetrías sociales, económicas, y variaciones espaciales en la contaminación atmosférica, como es el caso de la CDMX (Samoli *et al.*, 2019). Este proyecto analiza la distribución espacial de la contaminación atmosférica en la CDMX y su posible relación con datos socioeconómicos. Así, este estudio resulta pertinente dentro del contexto de la injusticia ambiental al evaluar qué elementos o indicadores socioeconómicos presentan una mayor relación espacial con la exposición a los contaminantes atmosféricos más importantes en la CDMX: el CO, el O<sub>3</sub>, el NO<sub>2</sub> y las partículas PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub> en la CDMX. Los resultados de este estudio podrían ser utilizados para informar el diseño de políticas públicas dirigidas a la mitigación de emisiones locales y regionales, la reducción de riesgos en poblaciones vulnerables y el desarrollo de sistemas de alerta temprana espacialmente explícitos, minimizando así la injusticia ambiental y mejorando la calidad del aire para todas y todos (Nguyen y Marshall, 2018)

### **4. Hipótesis**

Los contaminantes atmosféricos analizados se comportarán de manera distinta de acuerdo con sus propiedades químicas y físicas, por lo que su distribución espacial en la CDMX será diferenciada. Las poblaciones humanas mayormente expuestas a los contaminantes analizados tendrán características de bajo nivel socioeconómico.

### **5. Objetivos**

#### *Objetivo general*

Evaluar la distribución espacial de la contaminación atmosférica y su relación con indicadores socioeconómicos en la CDMX.

#### *Objetivos particulares*

1. Determinar la distribución espacial de los contaminantes O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, CO, PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> en la CDMX.

2. Evaluar la relación entre la exposición a los contaminantes O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, CO, PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> y un conjunto de indicadores socioeconómicos de la población de la CDMX.
3. Identificar las áreas de la CDMX que presenten injusticia ambiental por exposición a los contaminantes analizados.

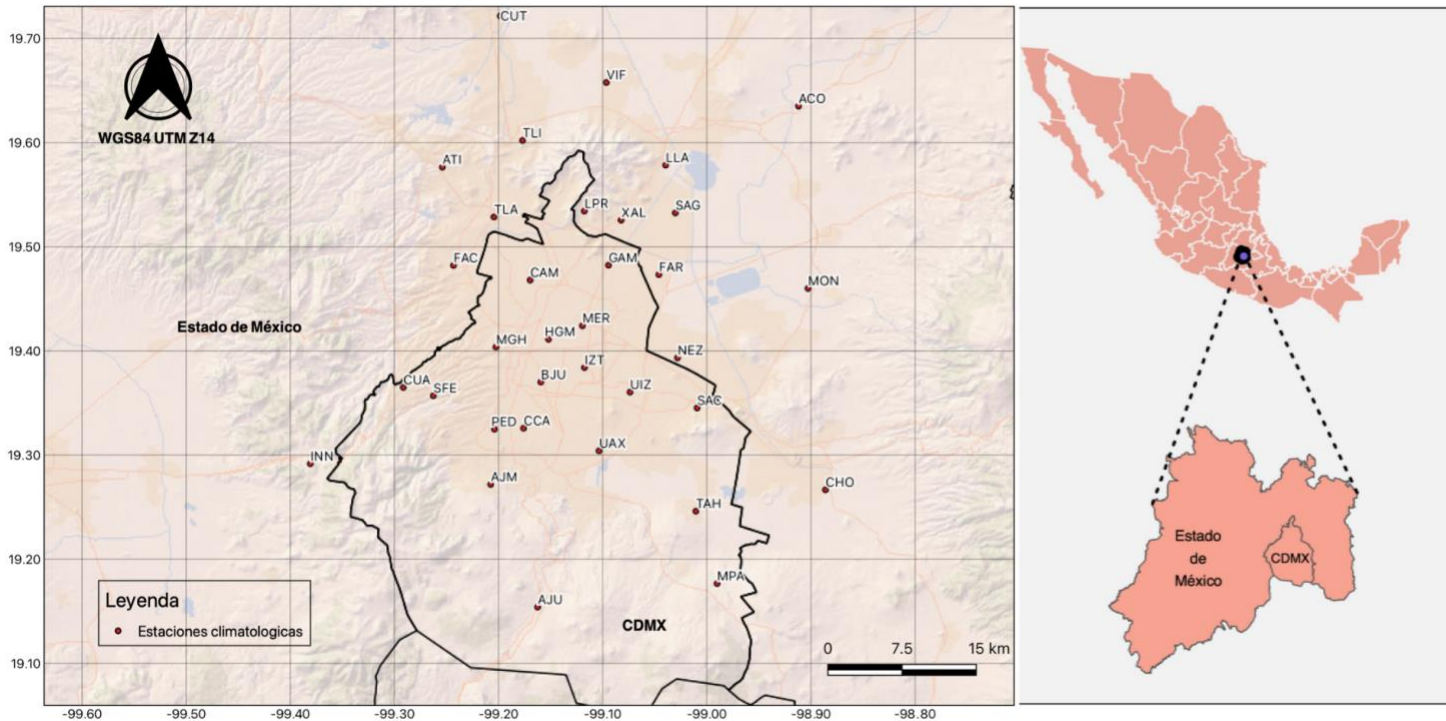
## **6. Métodos**

### *6.1 Área de estudio*

La CDMX se encuentra a una altitud entre 2,240 msnm y 3,930 msnm, entre las coordenadas 19.27689° 36' - 19° 2' N y -99.13941° 56' - 99° 22' O. Tiene una superficie de 1,485 km<sup>2</sup> dividida en 16 alcaldías, donde habitan, sin considerar a la Zona Metropolitana del Valle de México, alrededor de 9 millones de personas (INEGI, 2020; CSM CDMX, 2016). Al oeste de la ciudad se localiza una sierra de origen volcánico, mientras que en centro-oeste hay un lomerío que separa al valle que se extiende desde el centro hasta el este (INEGI, 2021). La mayor parte del año presenta un clima templado subhúmedo, aunque también se presenta un clima templado húmedo y semiseco (CSM CDMX, 2016).

### *6.2 Datos sobre contaminación atmosférica: Sistema de Monitoreo Atmosférico de la Ciudad de México*

Los datos de contaminación atmosférica se obtuvieron de treinta y cuatro estaciones del Sistema de Monitoreo Atmosférico (SIMAT) para el período 2017-2019 (Figura 7). Estos años se seleccionaron en función del criterio de suficiencia del 75% de datos de las mediciones horarias. Los contaminantes analizados fueron el O<sub>3</sub>, el CO, el NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> debido a que son contaminantes que se monitorean de manera periódica y existe un límite máximo permisible de concentración para proteger la salud humana y el bienestar de la población (COFEPRIS, 2017). Para O<sub>3</sub> se utilizaron esas treinta y cuatro estaciones; para CO se tomaron treinta estaciones; para NO<sub>2</sub> treinta y un estaciones; para las PM<sub>10</sub> veinticuatro estaciones; y finalmente para PM<sub>2.5</sub> veintidós estaciones. Posteriormente, a partir de las mediciones de las estaciones de monitoreo SIMAT seleccionadas para el periodo de estudio y los contaminantes seleccionados, se calculó el promedio anual para los contaminantes O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> y CO. Para el caso de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> se obtuvo el percentil noventa del promedio diario con el fin de capturar los eventos extremos de contingencia?; en ambos casos se utilizó el software R versión 4.1.1 (R Core Team, 2021).



**Figura 7. Estaciones climatológicas seleccionadas de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA). Fuente: elaboración propia, QGIS 2021).**

### 6.3 Indicadores socioeconómicos

Se obtuvieron datos de un conjunto de indicadores socioeconómicos a dos escalas espaciales: a nivel de alcaldía y a nivel de Áreas Geoestadísticas Básicas (AGEB). Para los indicadores socioeconómicos de la población a nivel AGEB se descargaron los datos del Censo 2020 del INEGI (INEGI, 2020; para mayores detalles véase Anexo 1) e información sobre el Índice de Marginación de la CONAPO 2010 (CONAPO, 2013).

El Índice de Marginación incluye 10 indicadores: población de 6 a 14 años que no asiste a la escuela, población de 15 años o más sin educación básica completa, población sin derechohabencia a los servicios de salud, hijos fallecidos de las mujeres de 15 a 49 años, viviendas particulares sin drenaje, viviendas sin excusado con conexión de agua, viviendas sin agua entubada,

viviendas con piso de tierra, viviendas con algún nivel de hacinamiento y viviendas sin refrigerador. Estos indicadores están agrupados en cuatro dimensiones: educación, salud, vivienda y bienes. El índice permite medir la intensidad global de la marginación y puede tomar valores negativos o positivos, correspondiendo los valores positivos más altos a los mayores niveles de marginación. La base de datos del Censo 2020 del INEGI se unió con el *shape* de la CDMX dividido en AGEB en R versión 4.1.1 (R Core Team, 2021) utilizando las paqueterías tidyverse, reshape2, dplyr, raster y rgdal (Wickham, 2019; Wickham, 2007; Hijmans, 2021; Bivand *et al.*, 2021).

A nivel de alcaldía, se descargó la base de datos de población en situación de pobreza multidimensional del CONEVAL del 2010 (CONEVAL, 2012; Anexo 1). CONEVAL mide pobreza multidimensional tomando en cuenta a las personas que tienen al menos una carencia social en alguna de las siguientes seis dimensiones: rezago educativo, acceso a servicios de salud, acceso a la seguridad social, calidad y espacios de la vivienda, servicios básicos en la vivienda, y acceso a la alimentación de calidad, y su ingreso es insuficiente para adquirir los bienes y servicios que requiere para satisfacer sus necesidades alimentarias y no alimentarias. Esta información se utilizó porque reúne varias características socioeconómicas de la población y sólo se encuentra disponible a nivel alcaldía (CONEVAL, 2012). Se consideró importante comparar ambas escalas debido a la heterogeneidad de los perfiles económicos que presenta la población dentro de la CDMX. La base de datos de CONEVAL 2010 se unió con el *shape* de la CDMX dividido en alcaldías en R versión 4.1.1 (R Core Team, 2021) utilizando las paqueterías tidyverse, reshape2, dplyr, raster y rgdal (Wickham, 2019; Wickham, 2007; Hijmans, 2021; Bivand *et al.*, 2021) .

#### 6.4 Interpolaciones espaciales

Para obtener la distribución espacial de los distintos contaminantes analizados se llevó a cabo interpolaciones espaciales utilizando el método de Kriging. Este método estadístico es ampliamente utilizado para determinar la variación espacial de contaminantes atmosféricos proporcionando asimismo una medida de error (Rivera-González *et al.*, 2015; Deligiorgi y Philippopoulos, 2011). Dada la complejidad geográfica de la CDMX, se ha sugerido particularmente este método de interpolación (SEDEMA, pers.Obs). El método Kriging está basado en el supuesto de que los puntos cercanos tienen menor varianza que aquellos que se encuentran más distantes en el espacio (Deligiorgi y Philippopoulos, 2011). Este método obtiene la influencia de los valores



resolviendo la siguiente ecuación (Goovaerts, 1997):

Eq. 1

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i \gamma[d(s_i, s_j)] + m = \gamma[d(s_o, s_i)], \quad i=1, \dots, n ; \quad \sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$$

donde  $n$  es el número de observaciones,  $m$  es el multiplicador Lagrange utilizado para derivar un máximo o mínimo local en una función sujeta a ciertas restricciones,  $\lambda$  es el peso dado a cada una de las observaciones y la suma de todos los  $\lambda$  debe ser igual a uno. Mientras que el subíndice  $o$  es el punto de estimación,  $i$  y  $j$  son puntos muestreados,  $s$  es la variable medida y  $d(S_i, S_o)$  es la distancia entre ambos a partir del semivariograma:

Eq. 2

$$\gamma[d(s_i, s_o)] = \text{var}[z(s_i) - z(s_o)]$$

La semivarianza es una medida para determinar la similitud entre observaciones, y entre mayor similitud habrá menor varianza (Armstrong, 1998). Kriging se basa en aproximar un variograma teórico a un variograma empírico (que se obtiene de los datos) ya que estos cuantifican la autocorrelación de los puntos graficando la varianza según su distancia (Wu y Hung, 2016).

Con base en los datos de cada contaminante se ajustó un modelo para cada uno utilizando las ecuaciones 1 y 2, obteniendo el semivariograma teórico. El semivariograma teórico permite evaluar el ajuste del modelo en términos de las predicciones obtenidas. De manera complementaria, se calculó el error cuadrático medio (RMSE) para cada modelo ajustado, el cual ofrece un error de estimación, pudiendo tomar valores de cero a infinito, siendo cero el valor que refleja una interpolación sin errores (Willmott, 1982). Todos los análisis se realizaron en R versión 4.1.1 (R Core Team, 2021) utilizando las paqueterías *sp*, *gstat*, *rgdal*, *sf*, *ggplot2* y *dplyr* (Pebesma *et al.*, 2005; Pebesma, 2004; Bivand *et al.*, 2021; Pebesma, 2018; Wickham *et al.*, 2021)

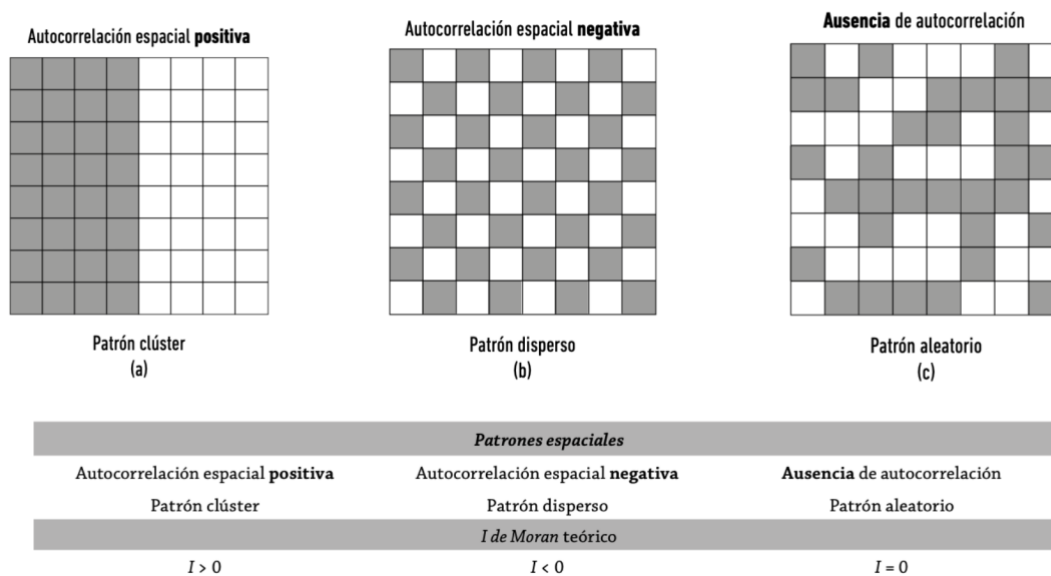
### 6.5 Autocorrelaciones espaciales

Se realizaron análisis de autocorrelación espacial utilizando el Índice de Morán bivariado entre los cinco contaminantes –CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub>– y los veintidos indicadores socioeconómicos (para ver todos los indicadores, véase Anexo 1) en R con las librerías *sp*, *gstat*, *rgdal*, *sf*, *ggplot2*, *dplyr*, *spdep* y *raster*, y en el Sistema de Información Geográfica (SIG) GeoDa (2021), resultando 110 análisis.

El Índice de Morán bivariado es útil para cuantificar la dependencia espacial entre dos variables y se calcula con base en la correlación espacial multivariable (Wartenberg, 1985):

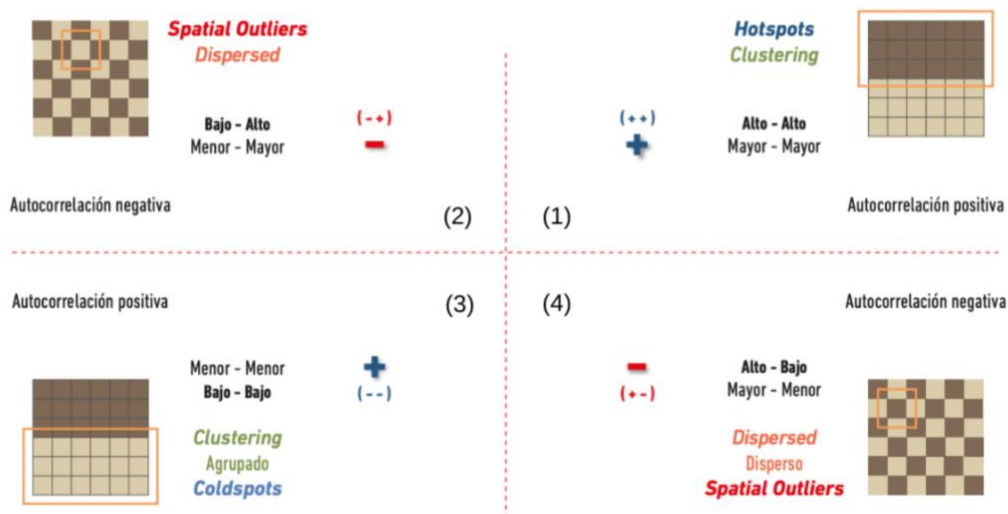
$$I_{X,Y} = \frac{\sum_i \sum_j w_{ij} (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\sum (y_i - \bar{y})^2}}$$

donde  $X_i$  es la variable 1 y  $Y_i$  la variable 2, mientras que  $W_{ij}$  determina la relación de los valores centrales ( $X_i$ ) con los vecinos de la segunda variable ( $Y_i$ ); y  $(y_i - \bar{y})$  son valores normalizados de la variable  $Y$  en la ubicación  $i$ . En el cálculo se consideran los atributos de la variable primaria ( $x$ ) en el sitio “ $i$ ” con los valores que toma la variable secundaria ( $y$ ) en los vecinos en cada sitio “ $j$ ”. Los valores de  $I_{X,Y}$  se interpretan de forma similar al Índice de Moran univariado. Es decir, dado un conjunto de entidades y un atributo asociado, evalúa si el patrón está agrupado, disperso o es aleatorio. El dominio del Índice de Moran es  $[-1, +1]$ , donde la autocorrelación es positiva cuando  $I > 0$  y el patrón espacial está agrupado en clusters; negativa cuando  $I < 0$  y el patrón espacial es heterogéneo; y nula cuando  $I = 0$  o valores muy cercanos a 0 (Figura 8).



**Figura 8. Patrones espaciales de acuerdo con el valor del Índice de Moran. Fuente: modificado de Siabato y Guzmán-Manrique (2019).**

En 1995, Anselin propuso los indicadores locales de asociación espacial, mejor conocidos como LISA (Local Indicators of Spatial Association, por sus siglas en inglés). El LISA proporciona una medida del nivel de agrupamiento espacial significativo con relación a los valores que se localizan alrededor de esa observación. En otras palabras, utiliza el Índice de Morán local para localizar geográficamente los agrupamientos espaciales. Se construye a partir de dos ejes cartesianos, representando en el eje X los valores normalizados de la variable 1, y en el eje Y los valores del retardo o *lagged* espacial de la variable 2. El *lagged* o retardo espacial de la unidad espacial es el valor medio de la variable estandarizada en todas las unidades espaciales vecinas de la misma, se necesita para analizar una variable con base en sus vecinos, y se divide en cuatro cuadrantes (Anselin, 1995) (Figura 9).



**Figura 9. Cuadrantes del análisis LISA con el cuadrante (1) donde se agrupan valores altos rodeados de altos (Hotspots), (2) valores bajos rodeados de altos (Outliers), (3) valores bajos rodeados de bajos (Coldspots) y (4) valores altos rodeados de bajos (Outliers). Fuente: modificado de Siabato y Guzmán-Manrique (2019).**

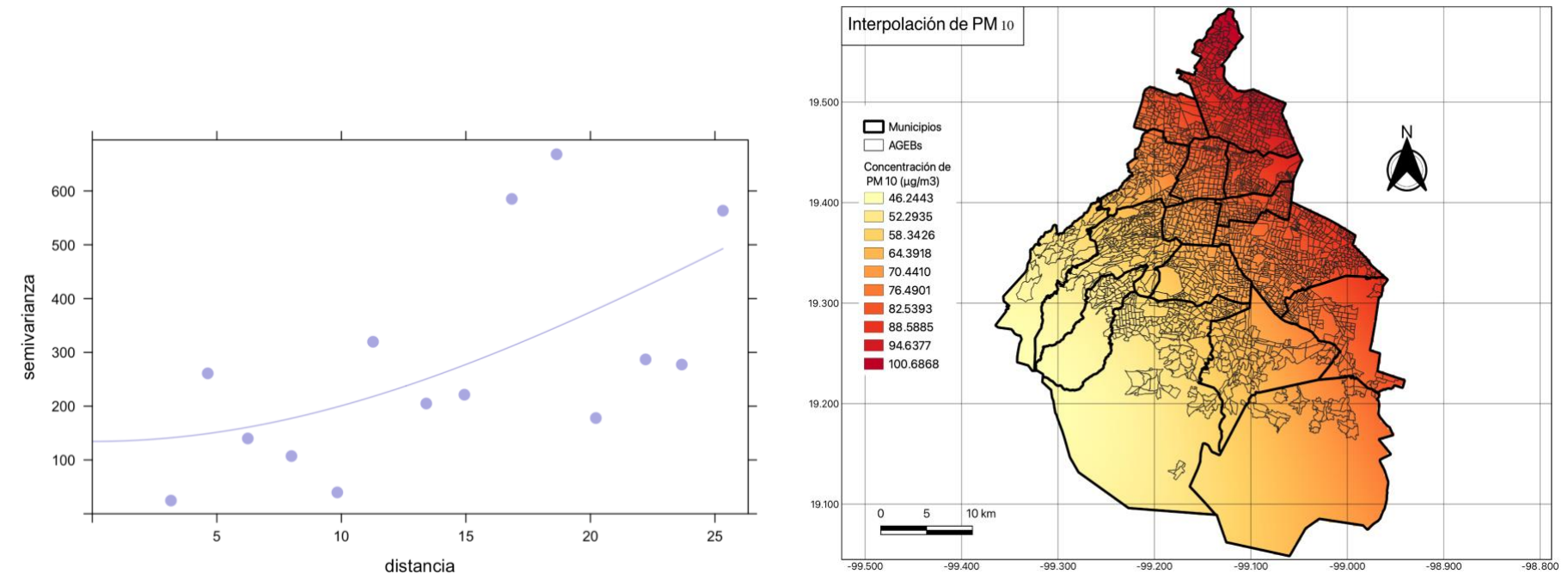
Las autocorrelaciones espaciales se efectuaron a dos escalas: (1) a escala AGEB con los indicadores socioeconómicos del INEGI, junto con el Índice de Marginación de la CONAPO con las interpolaciones de cada contaminante y (2) a escala de alcaldía los indicadores de pobreza de la CONEVAL con las interpolaciones, debido a que no existen estos indicadores socioeconómicos a nivel AGEB.

## 7. Resultados

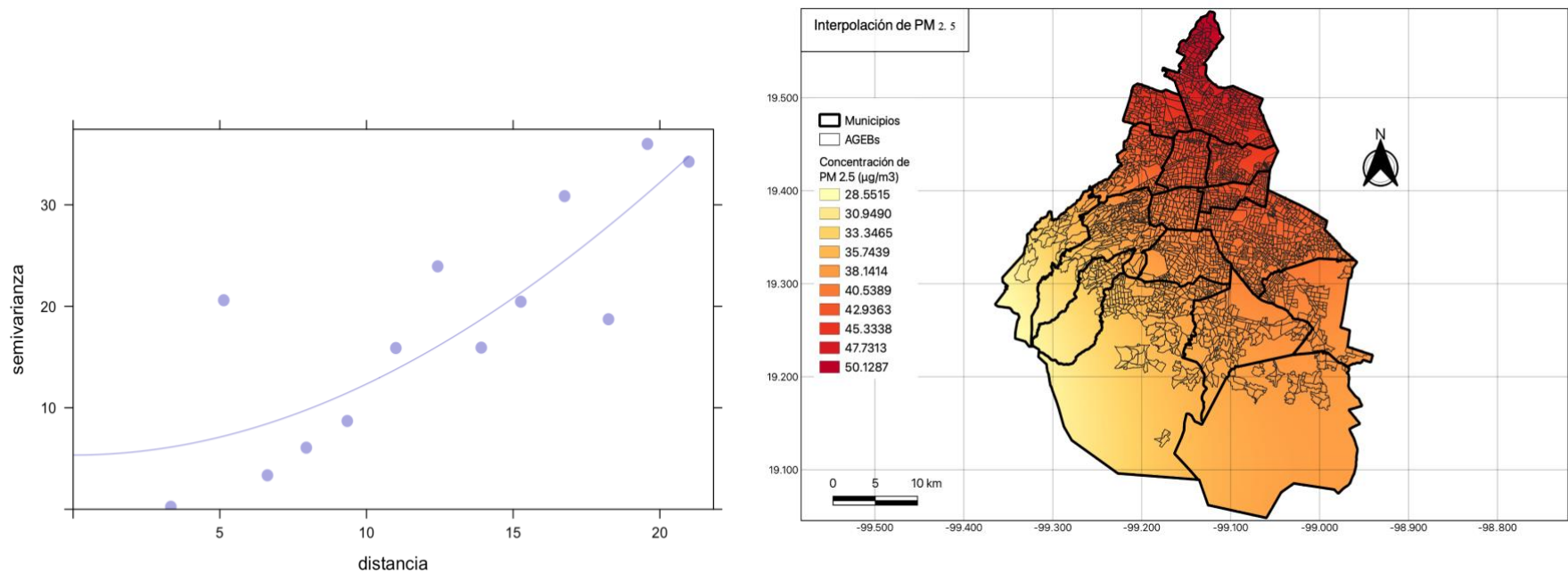
### 7.1 Distribución espacial de la contaminación atmosférica en la CDMX

Las interpolaciones con el método de Kriging muestran una distribución espacial heterogénea de PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, NO<sub>2</sub>, CO y O<sub>3</sub> en la CDMX, lo que coincide con los patrones espaciales de otros trabajos donde se ha utilizado el mismo método para interpolación en la CDMX (Lomé-Hurtado *et al.*, 2020) y en los informes oficiales sobre calidad del aire de la misma ciudad (SEDEMA, 2020; SEDEMA, 2017; SEDEMA, 2016). En el caso de las partículas PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>, las concentraciones más bajas (46.2 µg/m<sup>3</sup> y 28.5 µg/m<sup>3</sup>, respectivamente) se encontraron en la zona sur de la CDMX (Milpa Alta, Xochimilco, Tlalpan, parte de Cuajimalpa, Álvaro Obregón y Magdalena Contreras),

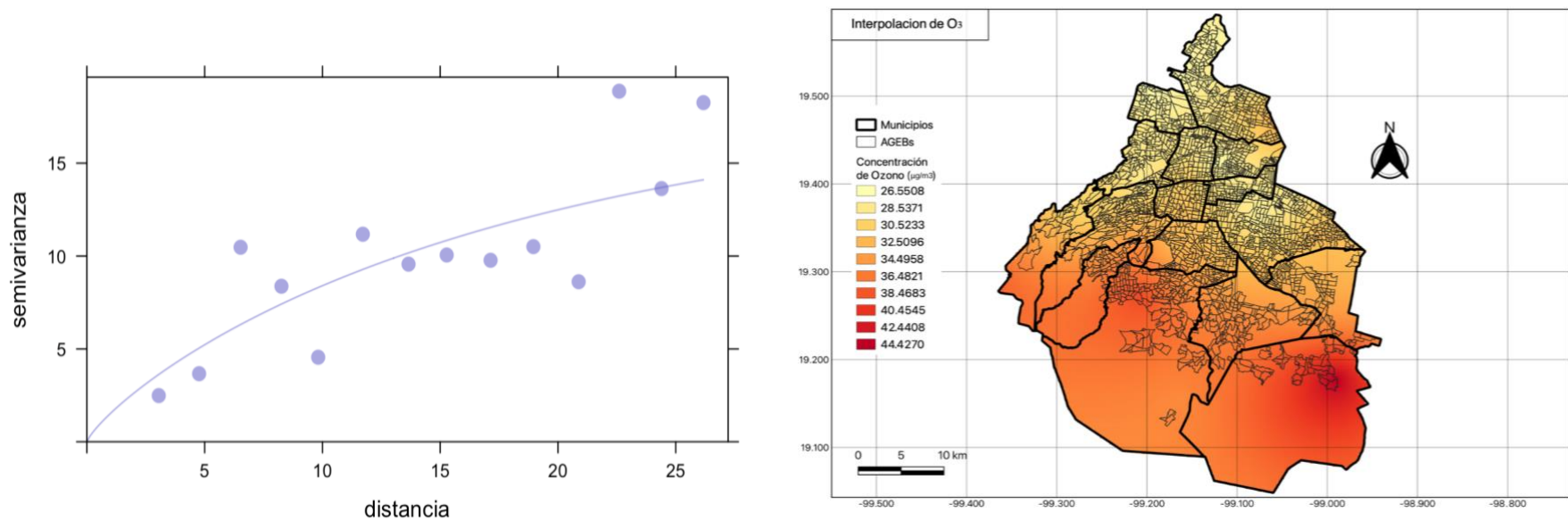
y las concentraciones más altas ( $100.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $50.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en las zona norte y centro (Gustavo A. Madero, Azcapotzalco, Venustiano Carranza, Iztacalco e Iztapalapa) (Figuras 10-11). El CO y NO<sub>2</sub> mostraron una distribución similar al de las partículas suspendidas con las concentraciones más bajas (0.2 ppm y  $6.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  respectivamente) en el sur de la CDMX, y concentraciones más altas (0.7 ppm y  $33.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente) en la zona norte y centro (Figuras 13-14). Finalmente, el O<sub>3</sub> mostró un patrón totalmente opuesto a los demás contaminantes, siendo la zona sur la que presentó concentraciones más altas ( $44.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), mientras que las concentraciones más bajas ( $26.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en las zonas norte y centro (Figura 12). La Tabla 2 muestra los valores de los parámetros (psill, rango y nugget) de los semivariogramas teóricos, así como los modelos que se ajustaron mejor a los datos observados para cada contaminante y la medida del error cuadrático medio de las interpolaciones (RMSE). El modelo Matérn tuvo un mejor ajuste para los contaminantes PM<sub>10</sub>, O<sub>3</sub> y NO<sub>2</sub> (RMSE = 13.4, 3.5 y 4.9, respectivamente), aunque los parámetros fueron diferentes en los tres casos debido al comportamiento de los datos de cada contaminante, lo cual se observa en los semivariogramas. El modelo Gaussiano tuvo un mejor ajuste para el contaminante PM<sub>2.5</sub>, mientras que el modelo Lineal se ajustó mejor para CO (RMSE = 4.0 y 0.09, respectivamente) (Figuras 12, 16). El valor del RMSE obtenido en los modelos ajustados para cada contaminante no se encuentra lejos del cero, por lo que se considera que presentaron un buen ajuste (Tabla 2).



**Figura 10.** En panel izquierdo se muestra el semivariograma del contaminante PM<sub>10</sub>, utilizando el modelo Matérn para el ajuste de los datos y en el derecho la distribución espacial de PM<sub>10</sub> en la CDMX resultado de la interpolación espacial utilizando el método de Kriging. Las líneas gruesas muestran la división a nivel alcaldía y las delgadas a nivel de AGEb.

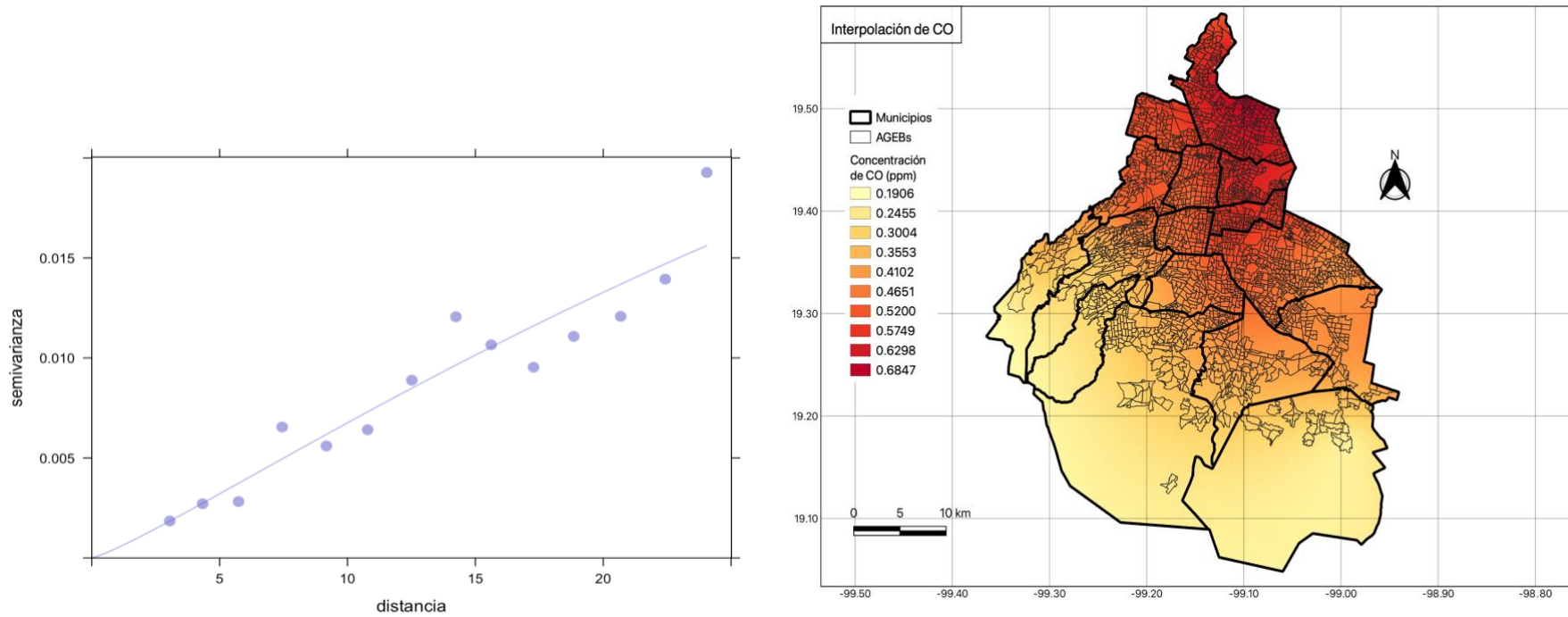


**Figura 11.** En panel izquierdo se muestra el smivariograma del contaminante  $\text{PM}_{2.5}$ , utilizando el modelo Gaussiano para el ajuste de los datos y en el derecho la distribución espacial de  $\text{PM}_{2.5}$  en la CDMX resultado de la interpolación espacial utilizando el método de Kriging. Las líneas gruesas muestran la división a nivel alcaldía y las delgadas a nivel de AGEB.

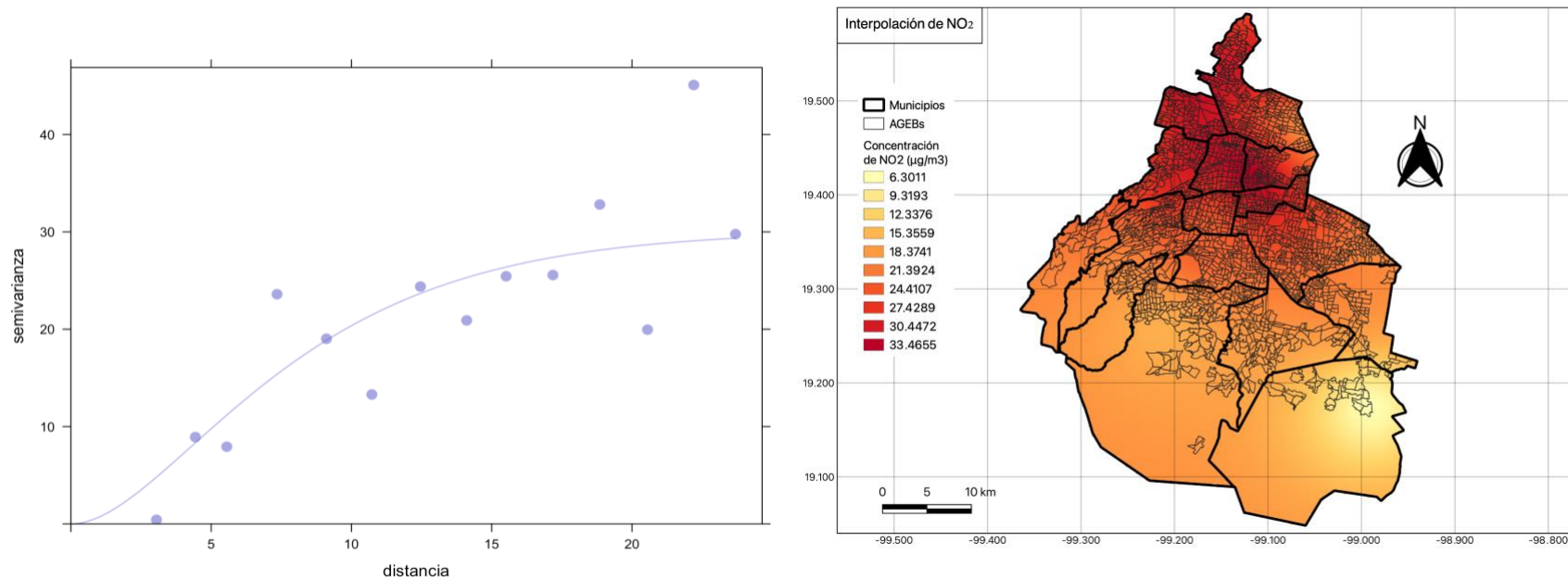


**Figura 12.** En el panel izquierdo se muestra el semivariograma del contaminante  $O_3$ , utilizando el modelo Matérn para el ajuste de los datos y en el derecho la distribución espacial de  $O_3$  en la CDMX resultado de la interpolación espacial utilizando el método de Kriging. Las líneas gruesas muestran la división a nivel alcaldía y las delgadas a nivel de AGEb.





**Figura 13. En el panel izquierdo se muestra el semivariograma del contaminante CO, utilizando el modelo Lineal para el ajuste de los datos y en el derecho la distribución espacial de CO en la CDMX resultado de la interpolación espacial utilizando el método de Kriging. Las líneas gruesas muestran la división a nivel alcaldía y las delgadas a nivel de AGEB.**



**Figura 14.** En el panel izquierdo se muestra el semivariograma del contaminante NO<sub>2</sub>, utilizando el modelo Matérn para el ajuste de los datos y en el derecho la distribución espacial de NO<sub>2</sub> en la CDMX resultado de la interpolación espacial utilizando el método de Kriging. Las líneas gruesas muestran la división a nivel alcaldía y las delgadas a nivel de AGEB.

**Tabla 2. Valores de los parámetros nugget, psill y rangos obtenidos en los semivariogramas teóricos, así como los modelos que se ajustaron mejor a los datos observados para cada contaminante y la medida de error de las interpolaciones (RMSE).**

	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>10</sub>	O <sub>3</sub>	CO	NO <sub>2</sub>
<b>Modelo de ajuste</b>	Gaussiano	Materon	Materon	Lineal	Materon
<b>Nugget</b>	5.34	134.40	0	0	0
<b>Psill</b>	254.63	1297.65	18.56	0.01	30.14
<b>Rango</b>	59.91	10.86	21.40	26.46	4.29
<b>RMSE</b>	4.02	13.48	3.55	0.09	4.90

## 7.2 Autocorrelaciones espaciales

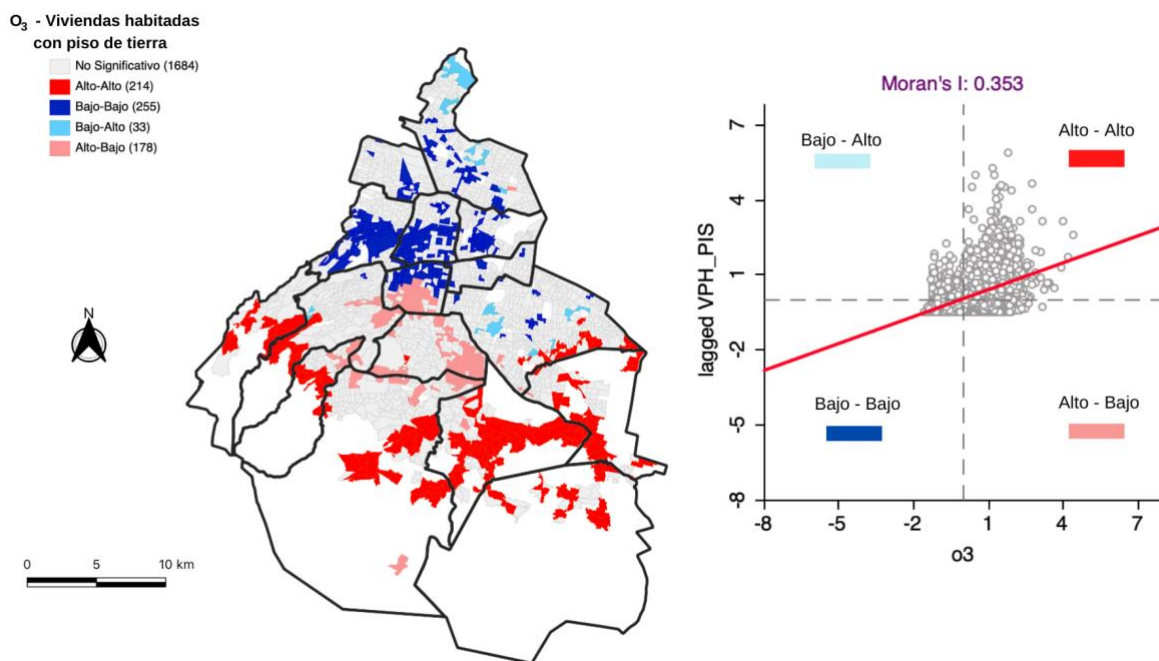
Una alta proporción de las autocorrelaciones obtuvieron un índice global de Morán  $-0.30 \leq I \leq 0.30$  (Anexo 2), lo que representa autocorrelaciones débiles y se consideraron como no significativas. De los indicadores socioeconómicos analizados, cuatro de ellos obtuvieron un Índice de Morán significativo ( $I < -0.30$  o  $I > 0.30$ ) a nivel AGEB, y siete a nivel alcaldía (Figuras 15-28). En ambas escalas, los contaminantes O<sub>3</sub>, CO y NO<sub>2</sub> se autocorrelacionaron espacialmente con dos o más indicadores socioeconómicos. Todos los análisis con PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> obtuvieron un Índice de Moran débil ( $-0.30 \leq I \leq 0.30$ ), lo que se consideró como no significativo en ambas escalas, razón por la cual no se presentan los mapas.

### 7.2.1 Autocorrelaciones espaciales a nivel AGEB

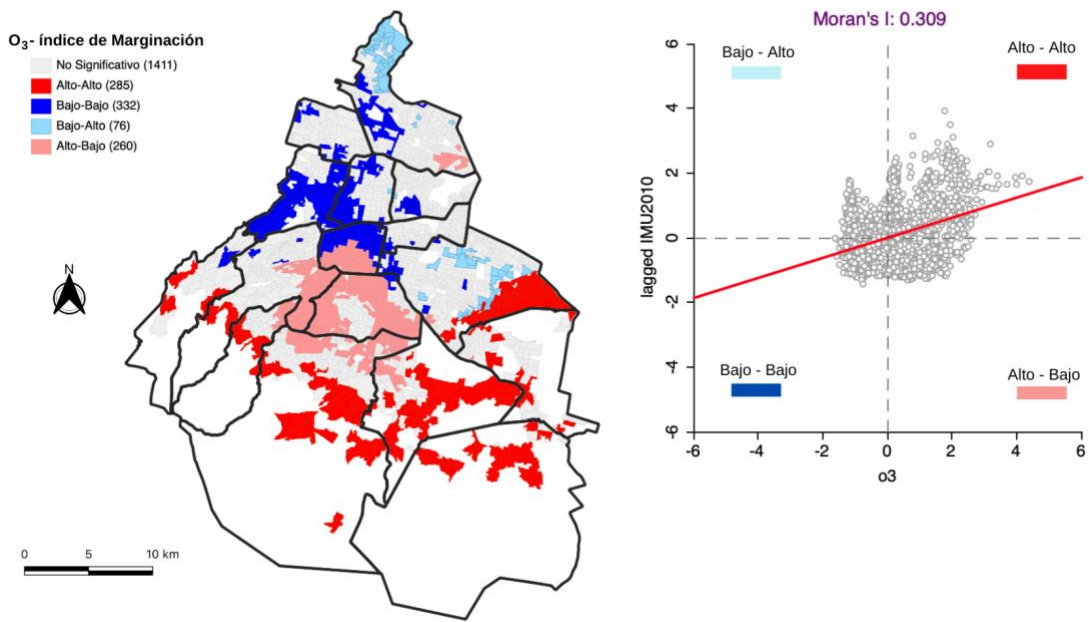
A nivel AGEB, se encontraron autocorrelaciones espaciales positivas entre el O<sub>3</sub> y dos indicadores socioeconómicos: el Índice de Marginación y el número de viviendas con piso de tierra ( $IM > 0.30$ ). Este valor del Índice de Morán indica una distribución espacial tipo cluster (Figuras 15-16). Entre el 9% y el 12% de las AGEB se ubicaron en el cuadrante 1, caracterizado por altas concentraciones

de  $O_3$  y altos valores de dichos indicadores; mientras que entre el 11% y el 14% de las AGEB se ubicaron en el cuadrante 3, caracterizado por bajas concentraciones de  $O_3$  y bajos valores de dichos indicadores (Tabla 2). El resto de las AGEB se localizaron en los cuadrantes 2 y 4, o resultaron no significativas.

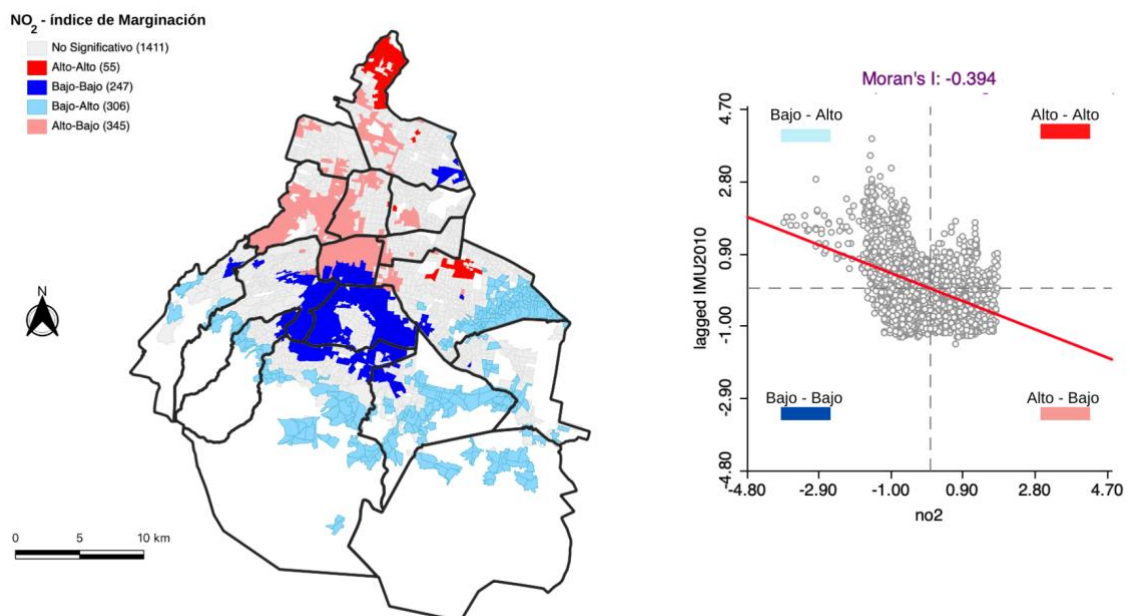
Los análisis revelaron autocorrelaciones espaciales negativas para los contaminantes CO y  $NO_2$  con el Índice de Marginación y el número de viviendas con piso de tierra (Índice de Morán  $I < -0.3$ ) denotando, en este caso, un patrón espacial heterogéneo (Figuras 17-19). El 15% de las AGEB se ubicaron en el cuadrante 4, caracterizado por altas concentraciones de ambos contaminantes y un bajo número de viviendas habitadas con piso de tierra y bajos niveles de marginación (Tabla 2). Cabe destacar, que entre 1% y 3% de las AGEB se ubicaron en el cuadrante 1, el cual corresponde a altas concentraciones de CO y  $NO_2$  con altos valores de los indicadores mencionados (Tabla 2).



**Figura 15. Mapa de clusters y diagrama de dispersión de Morán mostrando una correlación positiva de 0.353 entre la concentración de  $O_3$  y viviendas habitadas con piso de tierra a nivel AGEB con un nivel de significancia de 0.05.**



**Figura 16. Mapa de clusters y diagrama de dispersión de Morán mostrando una correlación positiva de 0.309 entre la concentración de O<sub>3</sub> y el Índice de Marginación a nivel AGEb con un nivel de significancia de 0.05.**



**Figura 17. Mapa de clusters y diagrama de dispersión de Morán mostrando una correlación negativa de 0.394 entre la concentración de NO<sub>2</sub> y el Índice de Marginación a nivel AGEb**

con un nivel de significancia de 0.05.

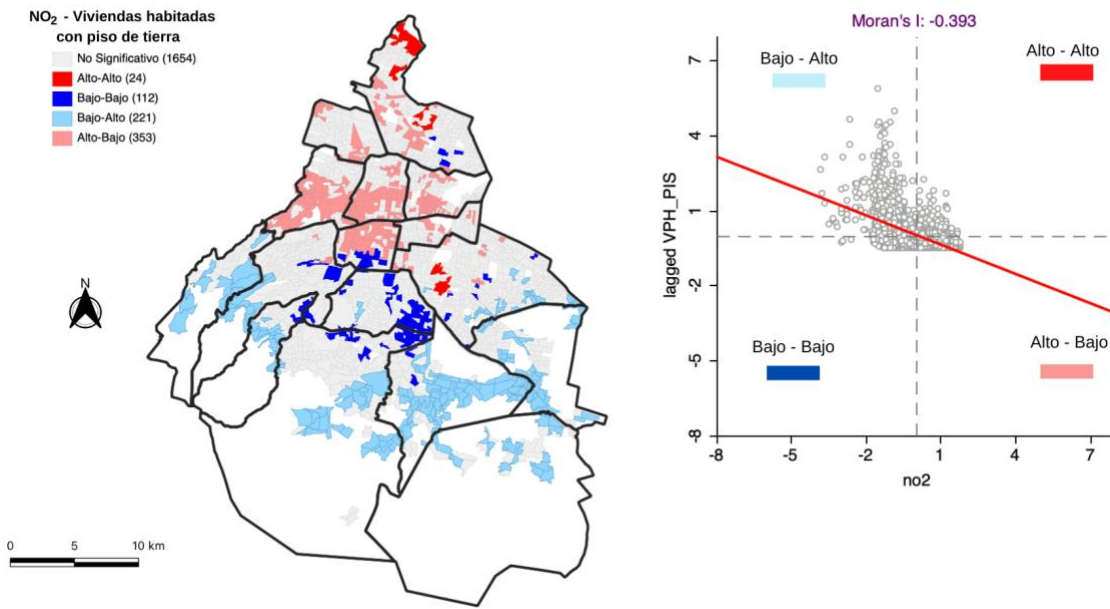
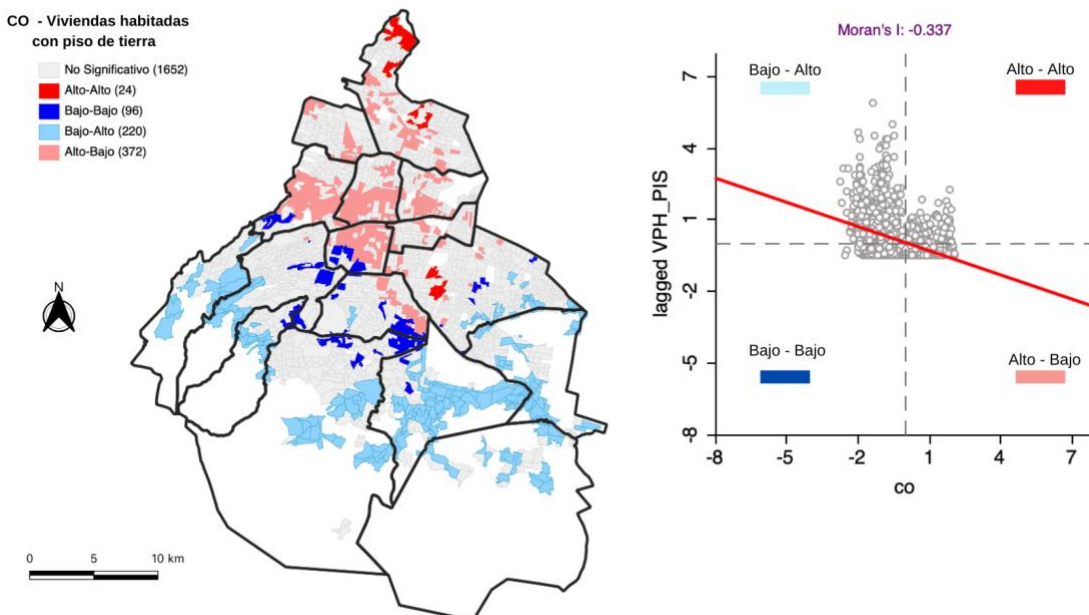
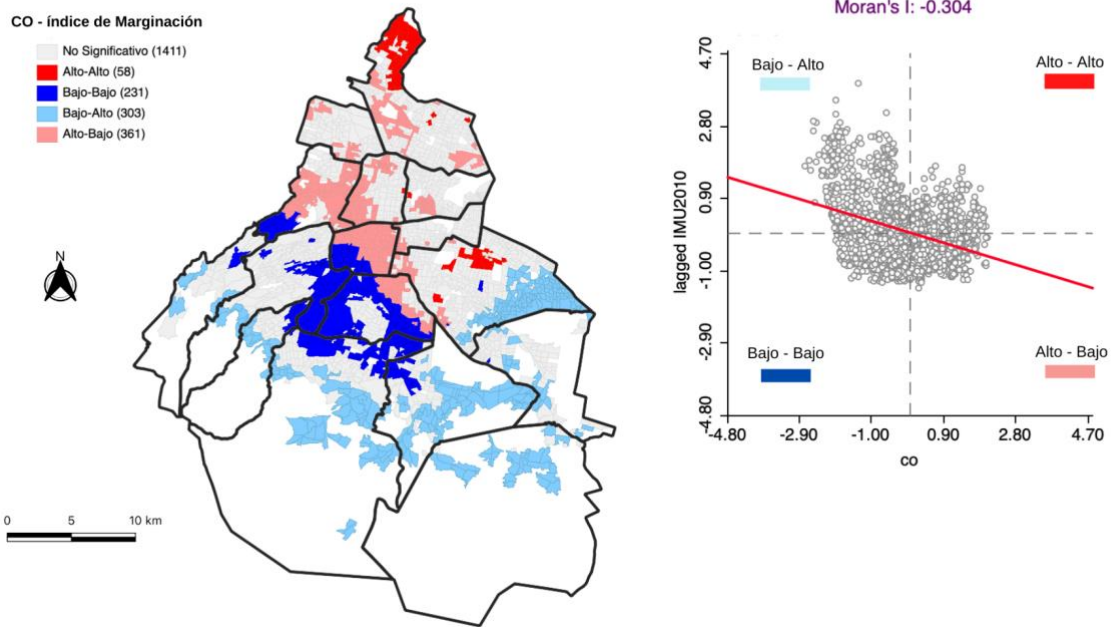


Figura 18. Mapa de clusters y diagrama de dispersión de Morán mostrando una correlación positiva de 0.393 entre la concentración de NO<sub>2</sub> y viviendas habitadas con piso de tierra a nivel AGEB con un nivel de significancia de 0.05.



**Figura 19. Mapa de clusters y diagrama de dispersión de Morán mostrando una correlación positiva de 0.337 entre la concentración de CO y viviendas habitadas con piso de tierra a nivel AGEB con un nivel de significancia de 0.05.**



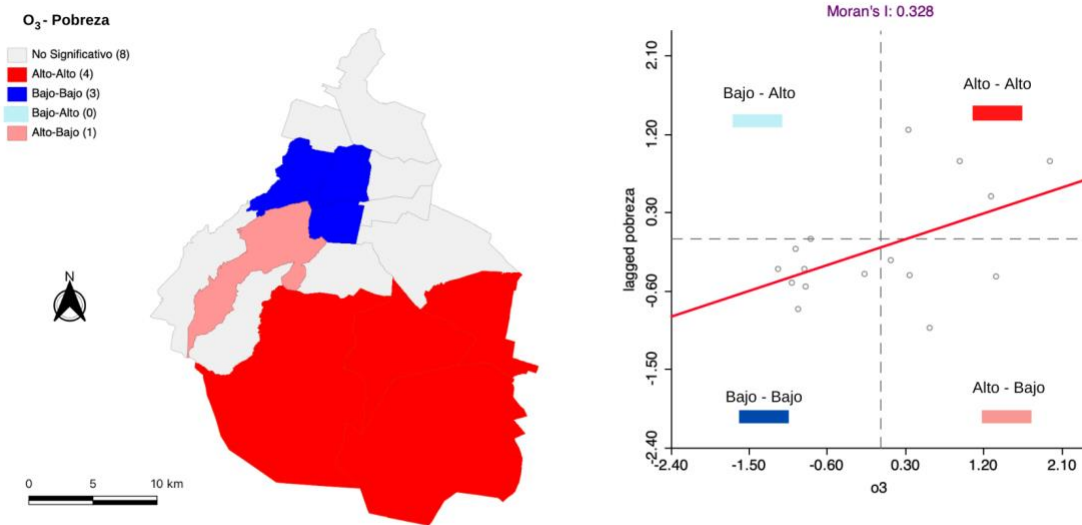
**Figura 20. Mapa de clusters y diagrama de dispersión de Morán mostrando una correlación negativa de 0.304 entre la concentración de CO y el Índice de Marginación a nivel AGEB con un nivel de significancia de 0.05.**

### 7.2.2 Autocorrelaciones espaciales a nivel alcaldía

El contaminante O<sub>3</sub> mostró una autocorrelación espacial positiva con la población en situación de pobreza, carencia por rezago educativo y población con ingreso inferior a la línea de bienestar (Figuras 26-28). El 25% de las alcaldías (Tlalpan, Milpa Alta, Xochimilco y Tláhuac) se ubicaron en el cuadrante 1, indicando altas concentraciones de O<sub>3</sub> y población con alto índice de pobreza y mayor población con ingreso inferior a la línea de bienestar (Tabla 2). Asimismo, en tres de esas cuatro alcaldías (Milpa Alta, Xochimilco y Tláhuac), con altas concentraciones de O<sub>3</sub>, se registraron también valores altos de carencia por rezago educativo (Tabla 2).

El contaminante NO<sub>2</sub> mostró autocorrelación espacial negativa con el índice de pobreza, pobreza extrema, Índice de Marginación, carencia por rezago educativo y población con ingreso inferior

a la línea de bienestar (Figuras 24-28). En 19% de las alcaldías (Miguel Hidalgo, Cuauhtémoc y Benito Juárez), mostraron altas concentraciones de NO<sub>2</sub> y bajos valores de pobreza y población con un ingreso menor a la línea de bienestar, ubicándose en el cuadrante 4. El análisis no identificó alcaldías en el cuadrante 1, lo que significa ausencia de áreas expuestas a altas concentraciones de NO<sub>2</sub> y condiciones socioeconómicas bajas dados los indicadores analizados. Para CO no se encontraron autocorrelaciones espaciales significativas a escala alcaldía con ninguno de los indicadores socioeconómicos analizados.



**Figura 21. Mapa de clusters y diagrama de dispersión de Morán mostrando una correlación positiva de 0.328 entre la concentración de O<sub>3</sub> y el porcentaje de población en situación de pobreza a nivel alcaldía con un nivel de significancia de 0.05.**



O<sub>3</sub> - Carencia por rezago educativo

- No Significativo (12)
- Alto-Alto (3)
- Bajo-Bajo (1)
- Bajo-Alto (0)
- Alto-Bajo (0)

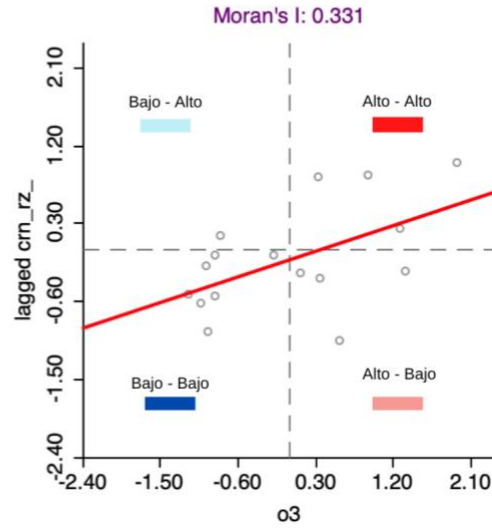
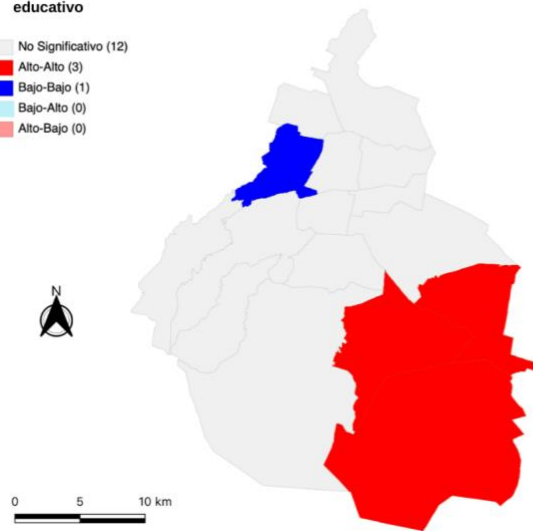


Figura 22. Mapa de clusters y diagrama de dispersión de Morán mostrando una correlación positiva de 0.331 entre la concentración de O<sub>3</sub> y el porcentaje de población con carencia por rezago educativo a nivel alcaldía con un nivel de significancia de 0.05.

O<sub>3</sub> - Población con ingreso inferior a la línea de bienestar

- No Significativo (9)
- Alto-Alto (4)
- Bajo-Bajo (3)
- Bajo-Alto (0)
- Alto-Bajo (0)

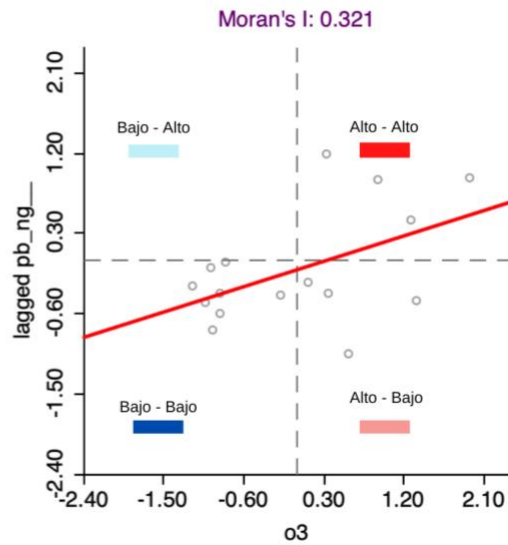
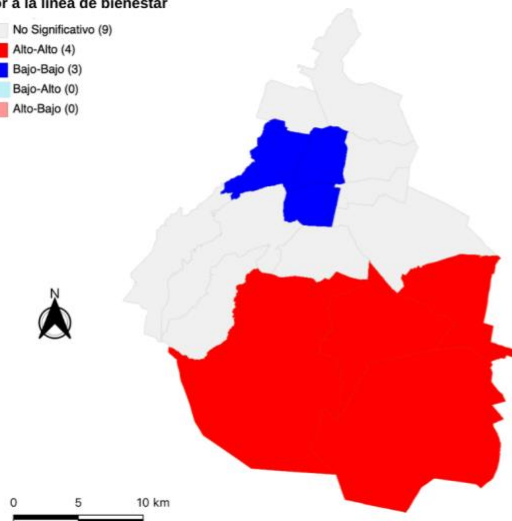
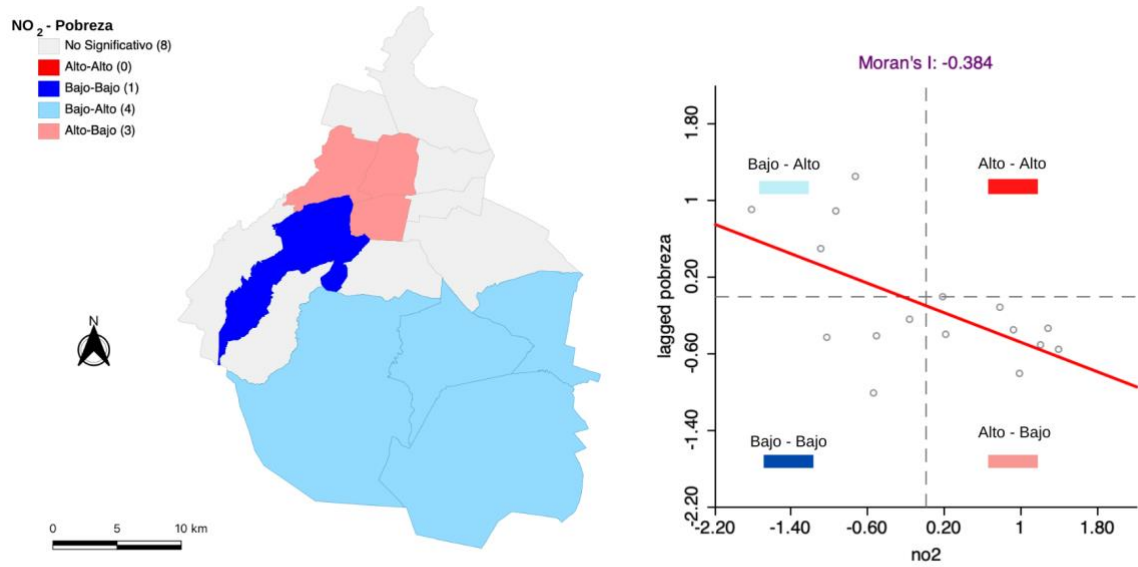


Figura 23. Mapa de clusters y diagrama de dispersión de Morán mostrando una correlación positiva de 0.321 entre la concentración de O<sub>3</sub> y el porcentaje de población con ingreso inferior a la línea de bienestar a nivel alcaldía con un nivel de significancia de 0.05.



**Figura 24. Mapa de clusters y diagrama de dispersión de Morán mostrando una correlación negativa de 0.384 entre la concentración de NO<sub>2</sub> y el porcentaje de población en situación de pobreza a nivel alcaldía con un nivel de significancia de 0.05.**

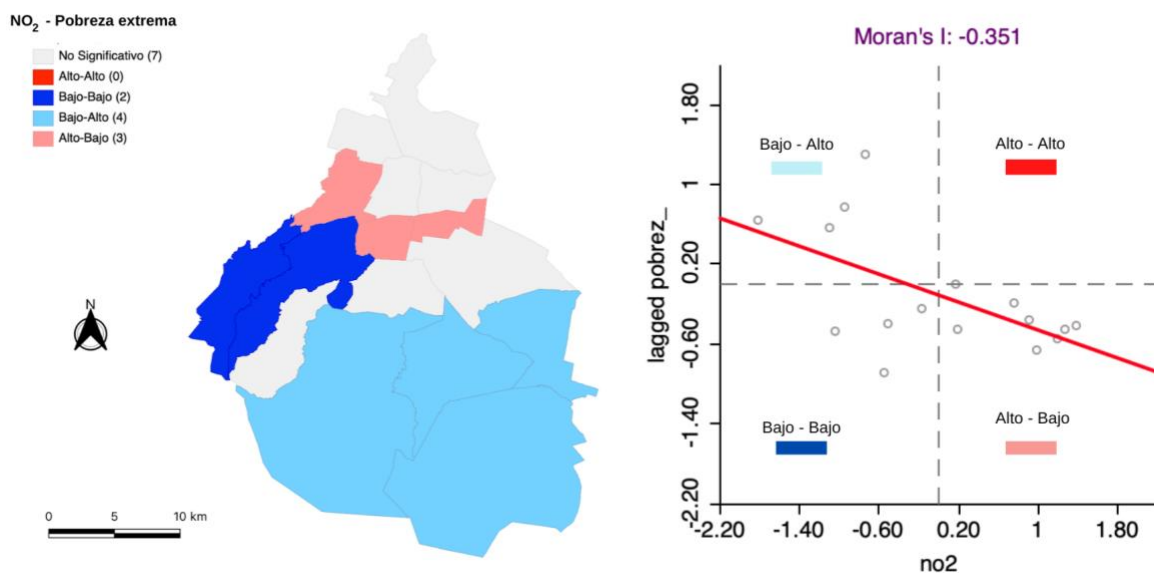


Figura 25. Mapa de clusters y diagrama de dispersión de Morán mostrando una correlación negativa de 0.351 entre la concentración de NO<sub>2</sub> y el porcentaje de población en situación de pobreza extrema a nivel alcaldía con un nivel de significancia de 0.05.

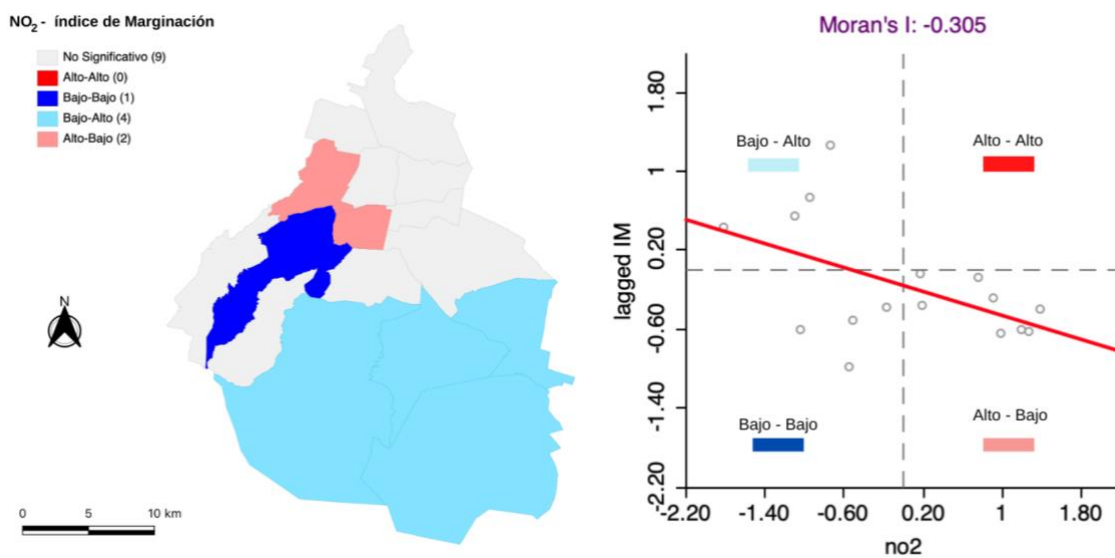
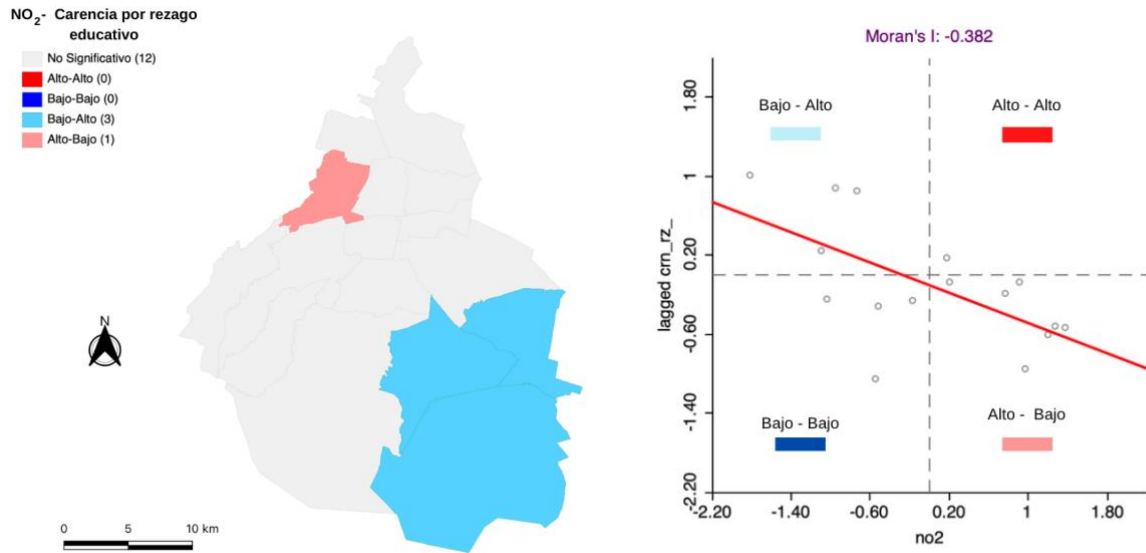
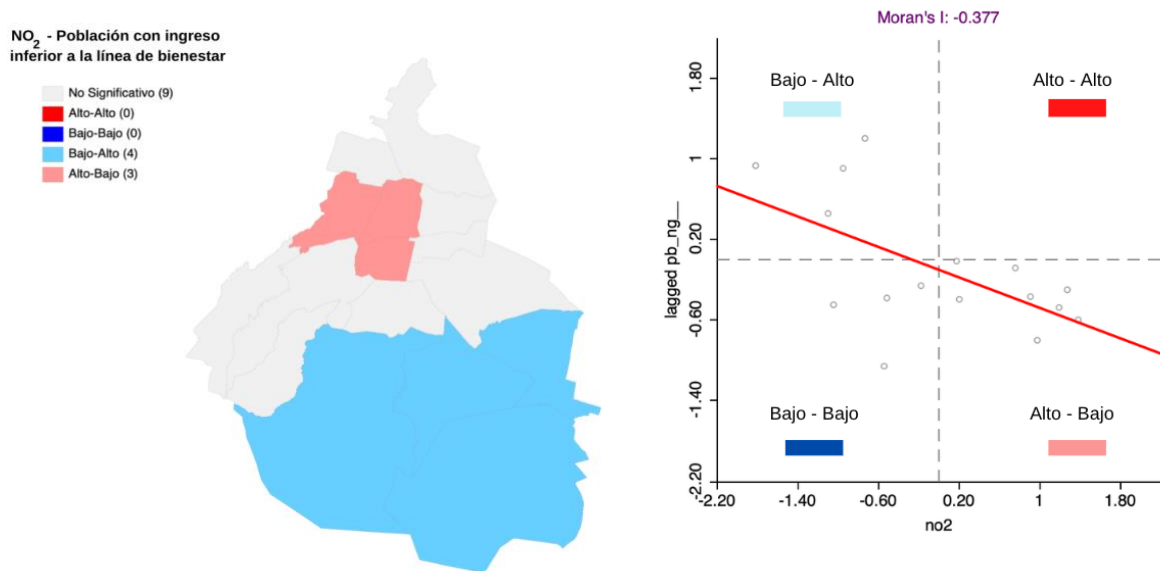


Figura 26. Mapa de clusters y diagrama de dispersión de Morán mostrando una correlación negativa de -0.305 entre la concentración de NO<sub>2</sub> y el Índice de Marginación a nivel alcaldía con un nivel de significancia de 0.05.



**Figura 27.** Mapa de clusters y diagrama de dispersión de Morán mostrando una correlación negativa de -0.382 entre la concentración de NO<sub>2</sub> y el porcentaje de población con carencia por rezago educativo a nivel alcaldía con un nivel de significancia de 0.05.



**Figura 28.** Mapa de clusters y diagrama de dispersión de Morán mostrando una correlación

**negativa de -0.377 entre la concentración de NO<sub>2</sub> y el Índice de Marginación a nivel alcaldía con un nivel de significancia de 0.05.**

*7.2.2. Identificación de poblaciones con bajo nivel socioeconómico expuestas a altas concentraciones de los contaminantes analizados*

La Tabla 3 muestra el porcentaje de AGEB y alcaldías ubicadas en cada cuadrante del análisis. Los cuadrantes 1 y 4 representan el espacio de análisis con altas concentraciones de los contaminantes analizados, mientras que los cuadrantes 2 y 3 las de bajas concentraciones. Es de particular importancia para este estudio el cuadrante 1, ya que en este coincide también la población con bajo nivel socioeconómico. Este cuadrante representa entonces a la población de la CDMX que experimenta injusticia ambiental.

En el caso de O<sub>3</sub> no se encontró autocorrelación con las variables Pobreza extrema y Marginación a nivel Alcaldía. Para CO no se encontró autocorrelación con la variable Pobreza a nivel AGEB, ni con las variables Carencia por rezago educativo, Población con ingreso inferior a la línea de bienestar, Pobreza extrema y Marginación a nivel alcaldía.

**Tabla 3. Porcentaje de AGEB y alcaldías que mostraron tener alto o bajo nivel de los indicadores socioeconómicos y que presentaron autocorrelación espacial con alguno de los contaminantes atmosféricos analizados.**

Cuadrante	AGEB			Alcaldía			
	NO <sub>2</sub>	Viviendas con piso de tierra (%)	Marginación (%)	Pobreza (%)	Carencia por rezago educativo (%)	Población con ingreso inferior a la línea de bienestar (%)	Pobreza extrema (%)
1)Alto-Alto	1	3	0	0	0	0	0
2)Bajo-Alto	9	13	25	19	25	25	25
3)Bajo-Bajo	5	11	6	0	0	13	6
4)Alto-Bajo	15	15	19	6	19	19	12
No significativo	70	60	50	75	56	44	56

<b>O<sub>3</sub></b> <b>Cuadrante</b>	Viviendas con piso de tierra (%)	Marginación (%)	Pobreza (%)	Carencia por rezago educativo (%)	Población con ingreso inferior a la línea de bienestar (%)	Pobreza extrema (%)	Marginación (%)
1)Alto-Alto	9	12	25	19	25	-	-
2)Bajo-Alto	2	3	0	0	0	-	-
3)Bajo-Bajo	11	14	19	6	19	-	-
4)Alto-Bajo	8	11	6	0	0	-	-
No significativo	72	60	50	75	56	-	-
<b>CO</b> <b>Cuadrante</b>	Viviendas con piso de tierra (%)	Marginación (%)	Pobreza (%)	Carencia por rezago educativo (%)	Población con ingreso inferior a la línea de bienestar (%)	Pobreza extrema (%)	Marginación (%)
1)Alto-Alto	1	3	-	-	-	-	-
2)Bajo-Alto	9	13	-	-	-	-	-
3)Bajo-Bajo	4	10	-	-	-	-	-
4)Alto-Bajo	15	15	-	-	-	-	-
No significativo	70	60	-	-	-	-	-

## 8. Discusión

En este trabajo se evaluó la distribución espacial de la contaminación atmosférica en la CDMX y su cuantificó su relación con indicadores socioeconómicos utilizando el Índice de Morán bivariado a dos diferentes escalas, AGEB y alcaldía. Los resultados muestran que los contaminantes atmosféricos analizados se comportan de forma heterogénea en la CDMX, debido a que cada uno de ellos posee dinámicas distintas dentro de la misma. Por ejemplo, la zona norte de la CDMX se caracteriza por tener una alta densidad de industrias que emiten grandes cantidades de precursores de O<sub>3</sub>. Estos precursores son arrastrados al sur de la ciudad como resultado del flujo de viento con dirección predominante norte-sur, lo que explica los altos niveles de este contaminante en el sur de la CDMX (SEDEMA, 2020a). En el caso del CO, los niveles

más altos se encuentran en la zona norte y centro de la CDMX, como consecuencia de las altas emisiones producto del alto flujo vehicular que transita hacia el centro y la zona industrial, así como a la presencia de otras fuentes de emisión como lo son las actividades agrícolas e industriales. El comportamiento del NO<sub>2</sub> es similar al CO ya que sus fuentes de emisión principales son también el alto flujo vehicular y las áreas industriales (SEDEMA, 2017). Por su parte, las partículas PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> mostraron concentraciones más altas en la zona norte y oriente como resultado también del flujo vehicular, las actividades agrícolas e industriales así como el polvo levantado de las zonas erosionadas que rodean la región urbana (SEDEMA, 2018). En términos de las guías de la calidad del aire de la OMS, los niveles de O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> rebasan frecuentemente los valores límite de concentración dentro de la ciudad. En cuanto a CO se ha mantenido desde el 2010 por debajo del límite de la Norma Oficial Mexicana (SEDEMA, 2020; SEDEMA, 2017).

El análisis espacial realizado a nivel alcaldía y AGEB autocorrelacionó al O<sub>3</sub> positivamente con las variables: Viviendas habitadas con piso de tierra, Índice de Marginación, Pobreza, Carencia por rezago educativo e Ingreso inferior a la línea de bienestar. A nivel alcaldía, el análisis de este contaminante indica niveles más altos de O<sub>3</sub> en las alcaldías de Tlalpan, Milpa Alta, Xochimilco y Tláhuac, donde se encuentra población de bajo nivel socioeconómico dados los indicadores analizados. Esto coincide con el análisis a nivel AGEB y, además, muestra que el 27% de las AGEB de toda la CDMX se encuentran expuestas a altas concentraciones de O<sub>3</sub>, y de ese porcentaje, un poco más de la mitad (52%) tienen niveles altos de marginación. Por lo anterior, se sugiere que la CDMX podría presentar injusticia ambiental en relación con la exposición a este contaminante. Estos resultados son consistentes con Grineski *et al.* (2007), Bravo *et al.* (2016) y Pope *et al.*, (2016) quienes reportaron que poblaciones con nivel socioeconómico bajo se encuentran mayormente expuestas a altas concentraciones de O<sub>3</sub>. Por el contrario, Lomé-Hurtado *et al.* (2019) reportaron un comportamiento opuesto entre el O<sub>3</sub> y el nivel socioeconómico en la CDMX. Esta discrepancia puede explicarse, en parte, por la selección de indicadores socioeconómicos incluidos en el análisis. Lomé-Hurtado *et al.* (2019), por ejemplo, utilizaron únicamente el índice de privación económica del INEGI (2010) como proxy del nivel socioeconómico. Este índice de privación incluye al número viviendas con servicios como televisión, automóvil, computadora, teléfono fijo, teléfono móvil e internet, dejando fuera otras características socioeconómicas importantes como vivienda, educación, salud y alimentación (Consejo de Evaluación del Desarrollo Social de la CDMX, 2020; INEGI, 2020; CONEVAL, 2012).

El análisis espacial para NO<sub>2</sub> indicó una autocorrelación negativa y patrón espacial heterogéneo en ambas escalas. Ninguna alcaldía se ubicó en el cuadrante 1 a nivel alcaldía, mientras que entre el 6% y 19% de las alcaldías se encontraron en el cuadrante 4. Es decir, a esta escala de alcaldía no hay evidencia de injusticia ambiental en la CDMX. Mientras que a escala AGEB, los resultados arrojaron evidencia de injusticia ambiental en el 1% y 3%, siendo las alcaldías de Iztapalapa y Gustavo A. Madero las que concentran la población con alta marginación que se encuentran expuestas a niveles más altos de NO<sub>2</sub> (Tabla 3). En un estudio realizado en Los Ángeles, Molitor *et al.*, (2011) encontraron que la población con niveles altos de pobreza estaba expuesta a altas concentraciones de NO<sub>2</sub>, aunque otros estudios realizados en varias ciudades de la Unión Europea (Santana *et al.*, 2017; Harvard *et al.*, 2009; Forastiere *et al.*, 2007), Estados Unidos de América, y Canadá (Hajat *et al.*, 2013; Maroko, 2012; Crouse *et al.*, 2009 Buzzelli y Jerrett, 2007) no encontraron diferencias en la exposición a NO<sub>2</sub> entre distintos sectores de la población. Dichos estudios identifican a el diseño y la planeación urbana de grandes ciudades como dos factores que pueden fomentar que la población de alto nivel socioeconómico se concentre en las zonas céntricas, donde el tráfico vehicular y los niveles de NO<sub>2</sub> son mayores.

Por otra parte, las alcaldías con mayores niveles de NO<sub>2</sub>, como la Miguel Hidalgo y Cuauhtémoc, concentran a la población con las mejores condiciones socioeconómicas dadas por niveles del Índice de Desarrollo Humano (PNUD, 2019) y el ingreso per cápita (Consejo de Evaluación del Desarrollo Social de la CDMX, 2020) de la CDMX. Resulta plausible entonces que los habitantes de estas alcaldías posean capacidades (e.j. materiales, humanas, organizativas) más robustas para hacer frente a los efectos negativos que la contaminación atmosférica pueda ocasionar a su salud. Estas alcaldías concentran además una proporción importante de servicios públicos y de trabajo en la CDMX (ITDP, 2015). Lo anterior podría favorecer una mayor afluencia de personas que se trasladan desde otras partes de la ciudad hacia esas alcaldías con fines laborales.

El análisis espacial para CO reveló una autocorrelación negativa únicamente a escala AGEB con los indicadores Viviendas habitadas con piso de tierra e Índice de Marginación. Este contaminante presenta mayores concentraciones en la zona norte y centro de la CDMX, principalmente, en las alcaldías Cuauhtémoc, Miguel Hidalgo, Azcapotzalco, Gustavo A. Madero, Venustiano Carranza, Iztacalco y parte de Iztapalapa. De manera general, la población que habita en estas alcaldías se caracteriza por valores bajos de los indicadores mencionados, con excepción de la periferia de Gustavo A. Madero y una pequeña zona en Iztapalapa. Así, tan solo el 3% y 1% de las AGEB presentan alto índice de marginación y mayor número de viviendas habitadas con piso de tierra,



respectivamente, y se encuentran expuestas a altas concentraciones de CO localizadas en las alcaldías Gustavo A. Madero e Iztapalapa (cuadrante 1, Figura 19-20), lo que también indicaría que en estas áreas existe injusticia ambiental. Por el contrario, alrededor del 15% del total de las AGEB están expuestas a altas concentraciones de CO y no presentan bajo nivel socioeconómico (cuadrante 4). Este patrón es parecido al del contaminante NO<sub>2</sub>, y ocurre, probablemente, porque ambos contaminantes se comportan de manera similar espacialmente y, como ya se mencionó, las fuentes principales de las emisiones de ambos contaminantes son semejantes, tales como el tráfico vehicular y áreas industriales (SEDEMA, 2017). Otros estudios que han analizado el CO, han encontrado situaciones de injusticia ambiental (Cortese y Spengler, 1976; Ott y Flachsbart, 1982), mientras que en otros la evidencia no es suficientemente contundente (Sabapathy *et al.*, 2015). Estas discrepancias se fundamentan en el hecho que la asociación espacial entre indicadores socioeconómicos y concentraciones de contaminantes atmosféricos puede variar en función de la escala geográfica, la selección de indicadores y la metodología implementada por lo que resulta complicado, en muchas ocasiones, comparar estudios y generalizar resultados (Hajat *et al.*, 2015; Bowen, 2002; Haynes *et al.*, 2001).

Las PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub> siguen siendo un problema recurrente en la CDMX ya que constantemente sobrepasan los límites permisibles de la Norma Oficial Mexicana, el lineamiento de la EPA de EUA y las guías de la calidad del aire de la OMS (SEDEMA, 2020). En este sentido, ambos contaminantes podrían representar un problema de salud para la población expuesta a altas concentraciones y afectar mayormente al sector con bajo nivel socioeconómico, ya que es poco probable que estas personas tengan las capacidades y recursos para tratar las enfermedades y/o efectos que la contaminación atmosférica les puede ocasionar. A pesar de esto, los contaminantes PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> se autocorrelacionaron débilmente con indicadores socioeconómicos analizados a ambas escalas (Anexo 2), obteniendo un Índice global de Morán  $-0.30 \leq I \leq 0.30$ . Por lo anterior, no se encontró evidencia que señale que población de bajo nivel socioeconómico se encuentre mayormente expuesta a PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> dentro de la CDMX. Ambos contaminantes son de los más evaluados cuando se investiga la injusticia ambiental en diferentes ciudades y ambos han asociados con población de bajo nivel socioeconómico (Priyanka *et al.*, 2021; Gabrys *et al.*, 2021; Polidori *et al.*, 2020; Mikati *et al.*, 2018; Maroko, 2012), incluso en el único análisis para la CDMX (Lomé-Hurtado *et al.*, 2020), por lo que no se debería de descartar la posibilidad de que la población de bajo nivel socioeconómico también pueda estar expuesta a altas concentraciones de ambos contaminantes. En este estudio no se encontró evidencia de que la población femenina, indígena y afroamericana o afrodescendiente se encontrara mayormente expuesta a altas

concentraciones de algún contaminante. Esto puede deberse a que los indicadores de pobreza y marginación no incorporan estas condiciones de raza o género, por lo que es difícil evaluar la exposición de estos sectores. No obstante, existen investigaciones que concluyen que las mujeres, comunidades indígenas, negras y minorías étnicas pueden encontrarse mayormente expuestos a altas concentraciones de contaminantes atmosféricos (Okello *et al.*, 2018; Mohai *et al.*, 2009). Por lo anterior, sería de gran importancia desarrollar indicadores a escala AGEB que incorporaran estas características para poder identificar a poblaciones que sean vulnerables no sólo por ingreso, vivienda, alimentación y salud, sino por ser parte de algún grupo que ha sido discriminado sistemática e históricamente.

Como resultado de la alta heterogeneidad en la distribución espacial y la variación estacional de los contaminantes atmosféricos evaluados es importante que futuras investigaciones incorporen el factor temporal para conocer si existen épocas en las que específicamente la población de bajo nivel socioeconómico se vea mayormente afectada. Además, en esta investigación se utilizaron específicamente datos provenientes de las estaciones de monitoreo de la CDMX y el Índice de Morán a nivel alcaldía y AGEB. Sin embargo, otros estudios (Polidori *et al.*, 2020; Sabapathy *et al.*, 2015; Ott y Flachsbart, 1982; Cortese y Spengler, 1976; ) analizan la injusticia ambiental desde una escala individual, con el fin de monitorear la exposición diaria de cada individuo, durante sus desplazamientos diarios e incluso en el interior de sus hogares. Este tipo de análisis, aunque complicados logísticamente, podrían arrojar información sobre cómo se manifiesta la exposición de las personas a una escala más fina, tomando en cuenta la movilidad de las mismas.

Para la posible reducción de los contaminantes analizados en esta ciudad, se proponen algunas estrategias de mitigación que podrían resultar útiles para los tomadores de decisiones. Una de ellas puede ser la reducción del tráfico de vehículos, transporte de mercancía y procesos industriales. En este sentido, Vega *et al.*, (2021) reportaron que como consecuencia de las restricciones derivadas de la pandemia COVID-19, la CDMX experimentó un decremento del 48% en las concentraciones de los contaminantes CO y NO<sub>2</sub> durante el año 2020 con respecto a años anteriores. Dichas reducciones estuvieron asociadas a las fuertes restricciones al tráfico vehicular y otras actividades industriales. Por otra parte, diversas investigaciones sugieren, particularmente para esta megaciudad, que la transición hacia el uso de energía eléctrica por parte del sector de transporte, así como el uso mixto del suelo brindaría mejoras inmediatas a la calidad del aire al disminuir las distancias de desplazamientos de los habitantes haciendo más eficiente el uso de recursos y energía (Borbolla-Gaxiola y Ávila-Ramirez, 2021; Mahandy *et al.*, 2020; ).

Otros estudios han enfatizado la importancia de la infraestructura verde y azul (e.j. árboles, techos verdes, cuerpos de agua), en zonas urbanizadas para mitigar los impactos de la contaminación atmosférica (Ferrini y Fini, 2011; Saavedra y López, 2011) debido a su importancia al proveer diversos servicios ambientales como la regulación del clima y la absorción de contaminantes. En el caso de la CDMX, el Suelo de Conservación que conforma más de la mitad del área de la CDMX y el cual está ubicado principalmente al sur de la ciudad, posee un rol importante para mantener la calidad del aire, por lo que dirigir esfuerzos para el mantenimiento de la cobertura vegetal y de los procesos y funciones ecosistémicos sería de gran importancia para la sostenibilidad de la CDMX (Sicard *et al.*, 2018). Las estrategias anteriores, en conjunto, podrían disminuir la concentración de CO y NO<sub>2</sub>, y como consecuencia, disminuir la concentración de O<sub>3</sub> al ser CO y NO<sub>2</sub> dos de sus precursores. Cabe destacar que las estrategias y acciones locales y regionales aquí planteadas deberán estar fundamentadas y diseñadas bajo los preceptos de la justicia ambiental a fin de lograr las transformaciones estructurales y sistémicas necesarias para transitar hacia estados más sostenibles.

## 9. Conclusiones

Este estudio presenta evidencia de la distribución espacial diferenciada de los contaminantes analizados y, junto con ello, su relación con los indicadores socioeconómicos evaluados sugieren que la CDMX es un caso de injusticia ambiental. Los resultados sugieren que áreas donde habita población socioeconómicamente desfavorecida están expuestas a niveles más altos de O<sub>3</sub>. Muestra de ello es el análisis de O<sub>3</sub>, donde un poco más de la mitad de la población expuesta a altas concentraciones de este contaminante tiene características de bajo nivel socioeconómico, el cual podría ser un caso de injusticia ambiental. Al contrario de lo anterior, el análisis de NO<sub>2</sub> y CO muestra que la población que no tiene características de bajo nivel socioeconómico se encuentra mayormente expuesta a estos dos contaminantes atmosféricos. A pesar de esto, un pequeño porcentaje de los AGEB (entre el 1% y 3%) que tienen características de bajo nivel socioeconómico se encuentran expuestos a altas concentraciones de ambos contaminantes. Algunas investigaciones que han encontrado diferencias por contaminante, como en este estudio, (Santana *et al.*, 2017; Hajat *et al.*, 2013; Maroko, 2012) han discutido que tal vez sea una característica de megaciudades, donde las personas de medio o alto nivel socioeconómico se han posicionado en la zona centro, donde la urbanización es tal que se encuentra poca vegetación, hay alto flujo vehicular y gran concentración de actividades económicas. Mientras que la población

de bajo nivel socioeconómico se queda en la periferia, donde las características son contrarias a las del centro, pero es mucho más barato vivir (Aguilar y López, 2016).

## Referencias

- Aguilar, A. G. (2004). Procesos metropolitanos y grandes ciudades: dinámicas recientes en México y otros países. *Instituto de Geografía, UNAM*.
- Aguilar, A. G., López, F. M. (2016). Espacios de pobreza en la periferia urbana y suburbios interiores de la Ciudad de México: Las desventajas acumuladas. *EURE (Santiago)*, 42(125), 5-29.
- Ataz, E. M., de Mera Morales, Y. D. (2004). *Contaminación atmosférica* (Vol. 45). Universidad de Castilla La Mancha.
- Armstrong, M. (1998). *Basic Linear Geostatistics*. Berlin, Germany: SpringerVerlag.
- Anselin, Luc. (1995). Local Indicators of Spatial Association: LISA. *Geographical Analysis* 27 (2): 93-115.
- Barnes, J. H., Chatterton, T. J., Longhurst, J. W. (2019). Emissions vs exposure: Increasing injustice from road traffic-related air pollution in the United Kingdom. *Transportation research part D: transport and environment*, 73, 56-66.
- Baklanov, A., Molina, L. T., Gauss, M. (2016). Megacities, air quality and climate. *Atmospheric Environment*, 126, 235-249.
- Balakrishnan, K., Dey, S., Gupta, T., Dhaliwal, R. S., Brauer, M., Cohen, A. J., ... y Dandona, L. (2019). The impact of air pollution on deaths, disease burden, and life expectancy across the states of India: the Global Burden of Disease Study 2017. *The Lancet Planetary Health*, 3(1), e26-e39.
- Bell, M. L., Davis, D. L., Fletcher, T. (2004). A retrospective assessment of mortality from the London smog episode of 1952: the role of influenza and pollution. *Environmental health perspectives*, 112(1), 6-8.
- Bivand, R., Keitt, T., Rowlingson, B. (2021). Rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library. R package version 1.5-27. <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>
- Blackman, A., Batz, M. B., Evans, D. (2004). Maquiladoras, Air Pollution, and Human Health in Ciudad Juarez and El Paso: *Resources for the Future*.
- Bravo, M. A., Anthopolos, R., Bell, M. L., Miranda, M. L. (2016). Racial isolation and exposure to airborne particulate matter and ozone in understudied US populations: Environmental justice applications of downscaled numerical model output. *Environment international*, 92, 247-255.

Borbolla-Gaxiola, C., Ávila-Ramírez, D. C. (2021). Principales conflictos entre la política de vivienda sustentable y las metas de transición energética en México. El caso del programa Hipoteca Verde. *Quivera Revista de Estudios Territoriales*, 23(1), 111-130.

Bowen, W. (2002). An analytical review of environmental justice research: what do we really know?. *Environmental management*, 29(1), 3-15.

Brundtland, G. H. (1987). Informe de la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y el Desarrollo: Nuestro futuro común.

Bullard RD, Wright B. (1993). The effects of occupational injury, illness and disease on the health status of black Americans. In Toxic Struggles: *The Theory and Practice of Environmental Justice*, ed. R Hofrichter, pp. 153–62. Philadelphia: New Soc.

Butler, L. J., Scammell, M. K., Benson, E. B. (2016). The Flint, Michigan, water crisis: A case study in regulatory failure and environmental injustice. *Environmental Justice*, 9(4), 93-97.

Buzzelli, M., Jerrett, M. (2007). Geographies of susceptibility and exposure in the city: environmental inequity of traffic-related air pollution in Toronto. *Canadian journal of regional science*, 30(2).

Cadenna, J. P. (2020) Química ambiental. Disponible en: [https://www.academia.edu/44711562/QUIMICA\\_AMBIENTAL](https://www.academia.edu/44711562/QUIMICA_AMBIENTAL)

Calderon-Garciduenas, L., Mora-Tiscareno, A., Chung, C. J., Valencia, G., Fordham, L. A., Garcia, R., ... y Koren, H. S. (2000). Exposure to air pollution is associated with lung hyperinflation in healthy children and adolescents in Southwest Mexico City: a pilot study. *Inhalation toxicology*, 12(6), 537-561.

Calderón-Garcidueñas, L., Torres-Jardón, R. (2012). Air pollution, socioeconomic status, and children's cognition in megacities: the Mexico City scenario. *Frontiers in Psychology*, 3, 217.

Carreto-Bernal, F., González-Pérez, R., Villavicencio-Velázquez, J.J. (2000). *Geografía general*. Universidad Autónoma del Estado de México. pp 112.

Carrier, M., Apparicio, P., Séguin, A. M., Crouse, D. (2014). The application of three methods to measure the statistical association between different social groups and the concentration of air pollutants in Montreal: A case of environmental equity. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 30, 38-52.

Carruthers, D. V. (2008). Environmental justice in Latin America: Problems, promise, and practice. *Mit Press*. pp 4-121.

Capek SM. (1993). The environmental justice frame: a conceptual discussion and application. *Soc. Probl.* 40:5–24.

Castro, M. E. M., Neria, J. P. (2003). La contaminación atmosférica en el sur de la zona metropolitana del valle de México. *Revista del Instituto Nacional de Enfermedades Respiratorias*, 16(1), 48-53.

Centro de Monitoreo de la Calidad del Aire del Estado de Querétaro (CeMCAQ). (2021). Dióxido de nitrógeno. Consultado en: <http://www.cemcaq.mx/contaminacion/bioxido-de-nitrogeno-no2>

Centro Nacional de Prevención de Desastres (CNPD). (2020). Monóxido de carbono. Consultado en: <https://www.gob.mx/cenapred/es/articulos/monoxido-de-carbono-cuidado-con-el-asesino-silencioso-231826>

Centro de Estudios de Finanzas Públicas (CEFP). (2009). Perfil socioeconómico del Distrito Federal. Consultado en: <https://www.cefp.gob.mx/intr/edocumentos/pdf/cefp/2009/cefp0372009.pdf>

Chaix, B., Gustafsson, S., Jerrett, M., Kristersson, H., Lithman, T., Boalt, Å., Merlo, J. (2006). Children's exposure to nitrogen dioxide in Sweden: investigating environmental injustice in an egalitarian country. *Journal of Epidemiology & Community Health*, 60(3), 234-24

Chakraborty, J., Basu, P. (2019). Linking Industrial hazards and social inequalities: Environmental injustice in Gujarat, India. *International journal of environmental research and public health*, 16(1), 42.

Chakraborti, L., Margolis, M., Sainz, J.J. (2017) Do industries pollute more in poorer neighborhoods? Evidence from toxic releasing plants in Mexico. *Economic Bull* 37(2):853–870

Chakraborti, L., Shimshack, J. P. (2022). Environmental disparities in urban Mexico: Evidence from toxic water pollution. *Resource and Energy Economics*, 67, 101281.

Chakraborty, T., Hsu, A., Manya, D., Sheriff, G. (2019). Disproportionately higher exposure to urban heat in lower-income neighborhoods: a multi-city perspective. *Environmental Research Letters*, 14(10), 105003.

Clark, L. P., Millet, D. B., Marshall, J. D. (2014). National patterns in environmental injustice and inequality: outdoor NO<sub>2</sub> air pollution in the United States. *PloS one*, 9(4), e94431.

Collins, T. W., Grineski, S. E., Chakraborty, J., & Flores, A. B. (2019). Environmental injustice and Hurricane Harvey: A household-level study of socially disparate flood exposures in Greater Houston, Texas, USA. *Environmental research*, 179, 108772.

Crouse, D. L., Ross, N. A., Goldberg, M. S. (2009). Double burden of deprivation and high concentrations of ambient air pollution at the neighbourhood scale in Montreal, Canada. *Social science & medicine*, 69(6), 971-981.

Consejo de Evaluación del Desarrollo Social de la CDMX. (2020). Un diagnóstico de la desigualdad socio-territorial. Disponible en: <https://www.evalua.cdmx.gob.mx/storage/app/media/DIES20/ciudad-de-mexico-2020-un-diagnostico-de-la-desigualdad-socio-territorial.pdf>

Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social (CONEVAL). (2012). Medición de la pobreza en México: nivel municipio y entidades federativas. Disponible en: <https://www.coneval.org.mx/Medicion/MP/Paginas/Medicion-de-la-pobreza-municipal-2010.aspx>

Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS). (2017). Clasificación de los contaminantes del aire. Disponible en: <https://www.gob.mx/cofepris/acciones-y-programas/2-clasificacion-de-los-contaminantes-del-aire-ambiente>

Comisión Metropolitana Ambiental (CAM). (2010). Agenda de sustentabilidad ambiental para la Zona Metropolitana del Valle de México. México: CAM.

Cortese, A. D., Spengler, J. D. (1976). Ability of fixed monitoring stations to represent personal carbon monoxide exposure. *Journal of the air pollution control association*, 26(12), 1144-1150.

Cortez-Mejía, P., Tzatchkov, V., Rodríguez-Varela, J. M., Llaguno-Guilberto, O. J. (2021). Calidad del agua y seguridad ante inundaciones en la gestión sostenible del recurso hídrico. *Ingeniería del agua*, 25(1), 15-36.

Coordinación General de Contaminación y Salud Ambiental, INECC. (2018). Informe Nacional de la Calidad del Aire. Ediciones 2014-2016. México. Disponible en: [www.gob.mx/busquedas?utf8=%E2%9C%93&q=informe+de+la+calidad+del+aire&site=inecc&ion=documentos&fechaInicio=&fechaFin=](http://www.gob.mx/busquedas?utf8=%E2%9C%93&q=informe+de+la+calidad+del+aire&site=inecc&ion=documentos&fechaInicio=&fechaFin=)

Cordera, R., Ramirez-Kuri, P., Ziccardi A., Lomelí, L. (2008) Pobreza, desigualdad y exclusión social en la ciudad del siglo XXI. *México: siglo xxi editores*, S.A de C.V

Clougherty, J. E. (2010). A growing role for gender analysis in air pollution epidemiology. *Environmental health perspectives*, 118(2), 167-176.

CSM CDMX. (2016). Sobre nuestra Ciudad: Ciudad de México. Disponible en: <https://www.archivo.cdmx.gob.mx/cdmx/sobre-nuestra-ciudad> .

Deligiorgi, D., Philippopoulos, K. (2011). Spatial interpolation methodologies in urban air pollution modeling: application for the greater area of metropolitan Athens, Greece. *Advanced Air Pollution*, 17, 341-362.

Delgado, J. (2007). ¿Guerra por el agua en el valle de México? Estudio sobre las relaciones

hidráulicas entre el Distrito Federal y el Estado de México. *Investigaciones geográficas*, (62), 158-163.

DNUE. (2022). Directorio de unidades económicas. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/temas/directorio/>

Diosdado, A. M., Coyt, G. G., López, J. B., del Río Correa, J. L. (2013). Multifractal analysis of air pollutants time series. *Revista Mexicana de Física*, 59(1), 7-13.

Dobson A. (1998). Justice and the Environment: Conceptions of Environmental Sustainability and Theories of Distributive Justice. *New York: Oxford Univ. Press*

European Commission (2004). Second Position paper on Particulate Matter. CAFE Working Group on Particulate Matter.

Environmental Protection Agency (EPA). (2010). Disponible en: <http://www.epa.gov/airsceince/quick-finder/particulate-matter-image.htm>

Environmental Protection Agency (EPA). (1996). Air quality criteria for particulate matter. Washington D.C. Office of Research and Development.

Environmental Protection Agency (EPA). (2021). Health Effects Of Ozone Pollution. Consultado en: <https://www.epa.gov/ground-level-ozone-pollution/health-effects-ozone-pollution>

Estarlich, M., Iñiguez, C., Esplugues, A., Mantilla, E., Zurriaga, Ò., Nolasco, A., Ballester, F. (2013). Variación espacial de la exposición a contaminación atmosférica en la ciudad de Valencia y su relación con un índice de privación. *Gaceta Sanitaria*, 27(2), 143-148.

Evans, J., Levy, J., Hammitt, J., Santos-Burgoa, C., Castillejos, M., Caballero-Ramirez, M., Hernandez-Avila, M., Riojas-Rodriguez, H., Rojas-Bracho, L., Serrano-Trespalacios, P., Spengler, J. D., Suh, H. (2002). Health benefits of air pollution control, in: *Air Quality in the Mexico Megacity: an Integrated Assessment*. Edited by: Molina, L. T. and Molina, M. J. , Kluwer Academic Publishers, 103–136.

Faber, D. R., Krieg, E. J. (2002). Unequal exposure to ecological hazards: environmental injustices in the Commonwealth of Massachusetts. *Environmental Health Perspectives*, 110(suppl 2), 277-288.

Faroque, S., South, N. (2022). Water pollution and environmental injustices in Bangladesh. *International Journal for Crime, Justice and Social Democracy*, 11(1), 1-13.

Fecht, D., Fischer, P., Fortunato, L., Hoek, G., de Hoogh, K., Marra, M., Kruize, H., Vienneau, D., Beelen, R., Hansell, A., (2015). Associations between air pollution and socioeconomic characteristics, ethnicity and age profile of neighborhoods in England and The Netherlands. *Environ. Pol.* 198, 201-210.



Fernández-Álvarez, R. (2017). Inequitable distribution of green public space in Mexico City: an environmental injustice case. *Economía, sociedad y territorio*, 17(54), 399-428.

Forastiere, F., Stafoggia, M., Tasco, C., Picciotto, S., Agabiti, N., Cesaroni, G., Perucci, C. A. (2007). Socioeconomic status, particulate air pollution, and daily mortality: differential exposure or differential susceptibility. *American journal of industrial medicine*, 50(3), 208-216.

Gabrys, J. (2021). Sensing Particulate Matter and Practicing Environmental Justice. In *The Routledge Companion to Contemporary Art, Visual Culture, and Climate Change* (pp. 219-229). Routledge.

García-López, G. A. (2018). The multiple layers of environmental injustice in contexts of (un) natural disasters: The case of Puerto Rico post-Hurricane Maria. *Environmental Justice*, 11(3), 101-108.

Global Carbon Atlas. (2019). Fossil Fuels Emissions. Disponible en: <http://www.globalcarbonatlas.org/en/CO2-emissions>

Grineski, S., Bolin, B., Boone, C. (2007). Criteria air pollution and marginalized populations: environmental inequity in metropolitan Phoenix, Arizona. *Social Science Quarterly*, 88(2), 535-554.

Grineski, S. E., Collins, T. W., Aguilar, M. D. L. R. (2015). Environmental injustice along the US–Mexico border: residential proximity to industrial parks in Tijuana, Mexico. *Environmental Research Letters*, 10(9), 095012.

Gobierno de la Ciudad de México. (2020). Partículas suspendidas y la calidad del aire. Disponible en: <http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/TEMPORADA-PARTICULAS-2020.pdf>

González-Zambrano A. L (2015). Contaminación del aire en la Ciudad de México: un peligro para la salud. Tesis de Licenciatura en Ciencias de la Comunicación. Universidad Nacional Autónoma de México.

Gómez, C. A. (2017). Contaminación del aire de Medellín por PM10 y PM2. 5 y sus efectos en la salud. *Universidad de Nueva Granada: Planeación Ambiental y Manejo Integral de los Recursos Naturales*.

Goovaerts, P. (1997). Geostatistics for Natural Resources Evaluation. New York, United States of America: *Oxford University Press*.

Gurjar, B. R., Lelieveld, J. (2005). New directions: megacities and global change. *Atmospheric Environment*, 39(2), 391-393.

Gurjar, B. R., Butler, T. M., Lawrence, M. G., Lelieveld, J. (2008). Evaluation of emissions and air quality in megacities. *Atmospheric Environment*, 42(7), 1593-1606.

Guzmán, S. (2020). Incorporación del cambio climático en los presupuestos públicos de los países en desarrollo: un análisis de métodos mixtos aplicado a los países de América Latina y el Caribe. Departamento de Política, Universidad de York. Pp. 233

Guzmán, S. (25 de mayo de 2021). Módulo 5. Justicia social y sostenibilidad. En A. Aguilar (Moderador). Seminario Internacional Tópicos de Frontera en la Sustentabilidad 2021. Universidad Nacional Autónoma de México, Coordinación Universitaria para la Sustentabilidad, Ciudad de México.

Hajat, A., Hsia, C., O'Neill, M. S. (2015). Socioeconomic disparities and air pollution exposure: a global review. *Current environmental health reports*, 2(4), 440-450.

Hajat, A., Diez-Roux, A. V., Adar, S. D., Auchincloss, A. H., Lovasi, G. S., O'Neill, M. S., ... & Kaufman, J. D. (2013). Air pollution and individual and neighborhood socioeconomic status: evidence from the Multi-Ethnic Study of Atherosclerosis (MESA). *Environmental health perspectives*, 121(11-12), 1325-1333.

Havard, S., Deguen, S., Zmirou-Navier, D., Schillinger, C., Bard, D. (2009). Traffic-related air pollution and socioeconomic status: a spatial autocorrelation study to assess environmental equity on a small-area scale. *Epidemiology*, 223-230.

Havard, S., Reich, B. J., Bean, K., Chaix, B. (2011). Social inequalities in residential exposure to road traffic noise: an environmental justice analysis based on the RECORD Cohort Study. *Occupational and environmental medicine*, 68(5), 366-374

Hargrove, W. L., Del Rio, M., Korc, M. (2018). Water matters: Water insecurity and inadequate sanitation in the US/Mexico border region. *Environmental Justice*, 11(6), 222-227.

Halonen, J. I., Lanki, T., Tiittanen, P., Niemi, J. V., Loh, M., Pekkanen, J. (2010). Ozone and cause-specific cardiorespiratory morbidity and mortality. *Journal of Epidemiology & Community Health*, 64(9), 814-820.

Haynes, K. E., Lall, S. V., Trice, M. P. (2001). Spatial issues in environmental equity. *International Journal of Environmental Technology and Management*, 1(1-2), 17-31.

Hijmans, J. R. (2021). raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.4-13. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>.

Holifield, R., Chakraborty, J., Walker, G. (2017). The Routledge handbook of environmental justice. Routledge.

Inche, J. (2004). Gestión de la calidad del aire: causas, efectos y soluciones. Instituto de Investigación de Ingeniería industrial–UNMSM. Lima, Perú.

INEGI. (2020). Censo población y vivienda 2020. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/contenidos/saladeprensa/boletines/2021/EstSociodemo/ResultCen>

[so2020 CdMx.pdf](#).

INEGI. (2021). Información por entidad-Ciudad de México: relieve. Disponible en: <http://www.cuentame.org.mx/monografias/informacion/df/territorio/relieve.aspx?tema=me&e=09>

INEGI (2022). Parque vehicular. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/temas/vehiculos/>

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2014). Contaminación y calidad ambiental: contaminación atmosférica. Disponible en: <http://www.ideam.gov.co/web/contaminacion-y-calidad-ambiental/contaminacion-atmosferica>

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2020). Censo Población y Vivienda 2020. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>

Instituto de Ecología y Cambio Climático (INECC). (2014). Valoración económica de los beneficios a la salud de la población que se alcanzarían por la reducción de las PM2.5 en tres zonas metropolitanas mexicanas. Disponible en: <http://cambioclimatico.gob.mx:8080/xmlui/handle/publicaciones/224>

Instituto de Políticas para el Transporte y el Desarrollo (ITDP). (2015). Transporte Público Masivo en la Zona Metropolitana del Valle de México Proyecciones de demanda y soluciones al 2024. Disponible en: <https://mexico.itdp.org/documentos/transporte-publico-masivo-en-la-zona-metropolitana-del-valle-de-mexico-proyecciones-de-demanda-y-soluciones-al-2024/>

IPCC. (2021). AR6 Climate Change 2021: The Physical Science Basis.

IPCC (2018) Summary for Policymakers. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.). World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 32 pp.

Iribarne J.V., Cho HR. (1980). General Description of the Atmosphere. In: Atmospheric Physics. Springer, Dordrecht.

Islam, N., Winkel, J. (2017). Climate change and social inequality. *Department of Economic & Social Affairs*. DESA Working Paper No. 152.

IQAir (2021). World Air Quality Report 2020. Disponible en : <https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:Tf5TgwxSleYJ:https://www.iqair.com/world-most-polluted-cities/world-air-quality-report-2020-en.pdf+&cd=5&hl=es&ct=clnk&gl=mx>

Jian, L., Hao-ming, C. H. E. N. (2021). Atlas in the IPCC AR6. *Advances in Climate Change Research*, 17(6), 726.

Jiménez, B.E. (2001). *La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada*. México: Limusa.

Johnston, J. E., Werder, E., Sebastian, D. (2016). Wastewater disposal wells, fracking, and environmental injustice in southern Texas. *American Journal of Public Health*, 106(3), 550-556.

Kasperson, R.E., Kasperson, J.X. (2001). *Climate Change, Vulnerability and Social Justice*. Stockholm: Stockholm Environ. Inst.

Kopas, J., York, E., Jin, X., Harish, S. P., Kennedy, R., Shen, S. V., Urpelainen, J. (2020). Environmental Justice in India: Incidence of Air Pollution from Coal-Fired Power Plants. *Ecological Economics*, 176, 106711

Keith, R. W. (1970). Downtown Los Angeles noon visibility trends, 1933-1969. *Los Angeles County Air*.

Kuran, C. H. A., Morsut, C., Kruke, B. I., Krüger, M., Segnestam, L., Orru, K., ... & Torpan, S. (2020). Vulnerability and vulnerable groups from an intersectionality perspective. *International Journal of disaster risk reduction*, 50, 101826.

Lara-Valencia F., Harlow S.D, Lemos M.C., Denman C.A. (2009). Equity dimensions of hazardous waste generation in rapidly industrializing cities along the United States-Mexico border. *J Environ Plan Manage* 52(2):195–216

Lawrence, M. G., Butler, T. M., Steinkamp, J., Gurjar, B. R., Lelieveld, J. (2007). Regional pollution potentials of megacities and other major population centers. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7(14), 3969-3987.

Li, V. O., Han, Y., Lam, J. C., Zhu, Y., Bacon-Shone, J. (2018). Air pollution and environmental injustice: Are the socially deprived exposed to more PM<sub>2.5</sub> pollution in Hong Kong?. *Environmental science & policy*, 80, 53-61.

Liu, D., Kwan, M. P., Kan, Z. (2021). Analysis of urban green space accessibility and distribution inequity in the City of Chicago. *Urban Forestry & Urban Greening*, 59, 127029.

Lomé-Hurtado, A., Touza-Montero, J., White, P. C. (2020). Environmental injustice in Mexico City: a spatial quantile approach. *Exposure and health*, 12(2), 265-279.

Mahady, J. A., Octaviano, C., Araiza Bolaños, O. S., López, E. R., Kammen, D. M., Castellanos, S. (2020). Mapping opportunities for transportation electrification to address social

marginalization and air pollution challenges in Greater Mexico City. *Environmental science & technology*, 54(4), 2103-2111.

Mannucci, P. M., Harari, S., Martinelli, I., Franchini, M. (2015). Effects on health of air pollution: a narrative review. *Internal and emergency medicine*, 10(6), 657-662.

Maroko, A. R. (2012). Using air dispersion modeling and proximity analysis to assess chronic exposure to fine particulate matter and environmental justice in New York City. *Applied Geography*, 34, 533-547.

Marshall, J. D. (2008). Environmental inequality: air pollution exposures in California's South Coast Air Basin. *Atmospheric Environment*, 42(21), 5499-5503.

Martinez-Alier, J. (2006). Los conflictos ecológico-distributivos y los indicadores de sustentabilidad. *Polis. Revista Latinoamericana*, (13)

Mateen, F. J., Brook, R. D. (2011). Air pollution as an emerging global risk factor for stroke. *Jama*, 305(12), 1240-1241.

Mathieu-Nolf, M. (2002). Poisons in the air: a cause of chronic disease in children. *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*, 40(4), 483-491.

McKinney, M. J. (2018). Impacts of illegal dumping in East Palo Alto: an environmental justice perspective. San Francisco State University.

Matus, K., Nam, K. M., Selin, N. E., Lamsal, L. N., Reilly, J. M., Paltsev, S. (2012). Health damages from air pollution in China. *Global environmental change*, 22(1), 55-66.

Molitor, J., Su, J. G., Molitor, N. T., Rubio, V. G., Richardson, S., Hastie, D., ... & Jerrett, M. (2011). Identifying vulnerable populations through an examination of the association between multipollutant profiles and poverty. *Environmental science & technology*, 45(18), 7754-7760

Mikati, I., Benson, A. F., Luben, T. J., Sacks, J. D., Richmond-Bryant, J. (2018). Disparities in distribution of particulate matter emission sources by race and poverty status. *American journal of public health*, 108(4), 480-485.

Mohai, P., Pellow, D., Roberts, J. T. (2009). Environmental justice. *Annual review of environment and resources*, 34, 405-430.

Molina, L.T., Molina, M.J. ,(2002). Air Quality in the Mexico Megacity: an Integrated Assessment. *Kluwer Academic Publishers*.

Molina, M.J., Molina, L.T.,(2004). Critical review: megacities and atmospheric pollution. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 54, 644e680.

Molina, L. Molina, M. (2005). La calidad del aire en la megaciudad de México. Un enfoque integral. México: Fondo de Cultura Económica.

Molina, L. T., Madronich, S., Gaffney, J. S., Apel, E., Foy, B. D., Fast, J., ... y Zavala, M. (2010). An overview of the MILAGRO 2006 Campaign: Mexico City emissions and their transport and transformation. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(18), 8697-8760.

Morello-Frosch, R., Pastor Jr, M., Porras, C., Sadd, J. (2002). Environmental justice and regional inequality in southern California: implications for future research. *Environmental health perspectives*, 110(suppl 2), 149-154.

Muller, N. Z., Mendelsohn, R. (2007). Measuring the damages of air pollution in the United States. *Journal of Environmental Economics and Management*, 54(1), 1-14.

Namdeo, A., Stringer, C. (2008). Investigating the relationship between air pollution, health and social deprivation in Leeds, UK. *Environment international*, 34(5), 585-591.

Nandi, J. (2018). 12 areas in Delhi where you can never breathe clean air. The Times of India. Disponible en: <https://timesofindia.indiatimes.com/city/delhi/twelve-areas-in-delhi-where-you-can-never-breathe-clean-air/articleshow/62677188.cms>

National Association for the Advancement of Colored People (NAACP). (2021). Environmental and climate justice. Disponible en: <https://naacp.org/know-issues/environmental-climate-justice>

Navarro, D. M., Robles, J. N.,Hernández, L. O. (2014). La mujer en México: inequidad, pobreza y violencia. *Revista mexicana de ciencias políticas y sociales*, 59(220), 117-146.

Nuvolone, D., Petri, D., Voller, F. (2018). The effects of ozone on human health. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(9), 8074-8088

Nguyen, N. P., & Marshall, J. D. (2018). Impact, efficiency, inequality, and injustice of urban air pollution: Variability by emission location. *Environmental Research Letters*, 13(2), 024002.

Nygren, A. (2019). Gobernanza neoliberal de riesgos y vulnerabilidad en acuarios urbanos en México. *Naturaleza y neoliberalismo en América Latina*.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE). (2009). La ciudad que ocupa el cuarto lugar a nivel mundial en densidad de población. consultado en: <https://www.oecd.org/centrodemexico/4lugarqueocupalaciudademexicoendensidaddepoblacionenlaOCDE.htm>

Organization for Economic Co-operation and Development: International Energy Agency (OECD/IEA). (2008). World Energy Outlook: flagship report. Disponible en: <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2008>

O'Neill, M. S., Jerrett, M., Kawachi, I., Levy, J. I., Cohen, A. J., Gouveia, N. (2003). Health, wealth, and air pollution: advancing theory and methods. *Environmental health perspectives*, 111(16), 1861-1870.

ONU. (2018). The World's cities in 2018. Department of Economic and Social Affairs, Population Division, World Urbanization Prospects, 1-34.

ONU-Hábitat. (2018) Por un mejor futuro urbano: día mundial del hábitat 2018. Disponible en: <https://onuhabitat.org.mx/index.php/dia-mundial-del-habitat-2018>

ONU-Sustainable Development Goals. (2019). Climate justice. Disponible en: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/blog/2019/05/climate-justice/>

ONU-México. (2020). México y la Agenda 2030. Disponible en: <https://www.onu.org.mx/agenda-2030/objetivos-del-desarrollo-sostenible/>

ONU-ODS. (2021). Sustainable development goals. Disponible en: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/>

ONU. (2019). Growing at a slower pace, world population is expected to reach 9.7 billion in 2050. Disponible en: [un.org/development/desa/en/news/population/world-population-prospects-2019.html](https://www.un.org/development/desa/en/news/population/world-population-prospects-2019.html)

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2021). La contaminación atmosférica y sus efectos sobre la salud. Disponible en: [https://www.who.int/phe/health\\_topics/outdoorair/databases/health\\_impacts/es/#:~:text=En%20efecto%2C%20la%20contaminaci%C3%B3n%20atmosf%C3%A9rica,a%20diferentes%20grupos%20de%20personas](https://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/health_impacts/es/#:~:text=En%20efecto%2C%20la%20contaminaci%C3%B3n%20atmosf%C3%A9rica,a%20diferentes%20grupos%20de%20personas)

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2015). Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide. Global update 2015. Summary of Risk Assessment.

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2016). Ambient Air Pollution: A global assessment of exposure and burden of disease. Disponible en: <http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/250141/9789241511353-eng.pdf?sequence=1>

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2021). How air pollution is destroying our health. Disponible en: <https://www.who.int/news-room/spotlight/how-air-pollution-is-destroying-our-health>

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2013). International Agency for Research on Cancer

(IARC) report on outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer death. Disponible en:[http://www.iarc.fr/en/media-centre/pr/2013/pdfs/pr223\\_E.pdf](http://www.iarc.fr/en/media-centre/pr/2013/pdfs/pr223_E.pdf)

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2020). Bangladesh general Health Risks: Air Pollution. Disponible en: <https://www.iamat.org/country/bangladesh/risk/air-pollution>

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2022). Air quality management: vulnerable populations. Disponible en: <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/air-quality-and-health/videos/mosaic/air-quality-management/vulnerable-populations#>

Ott, W., Flachsbart, P. (1982). Measurement of carbon monoxide concentrations in indoor and outdoor locations using personal exposure monitors. *Environment International*, 8(1-6), 295-304.

Okello, G., Devereux, G., Semple, S. (2018). Women and girls in resource poor countries experience much greater exposure to household air pollutants than men: Results from Uganda and Ethiopia. *Environment international*, 119, 429-437.

Pachauri, R. K., Allen, M. R., Barros, V. R., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., ... y van Ypserle, J. P. (2014). Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (p. 151). *Ipcc*.

Pebesma, E.J., Bivand, R.S. (2005). Classes and methods for spatial data in R. *R News* 5 (2), <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>.

Pebesma, E.J. (2004). Multivariable geostatistics in S: the gstat package. *Computers & Geosciences*, 30: 683-691.

Pebesma, E. (2018). Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal* 10 (1), 439-446, <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>

Pellow, D.N. (2000). Environmental inequality formation: toward a theory of environmental injustice. *Am. Behav. Sci.* 43:581– 601

Polidori, A., Sowlat, M. H., Hasheminassab, S., Mukherjee, P., Pakbin, P., Boddeker, S., Berg, J. (2020). Advancing Air Quality Monitoring in Environmental Justice Communities of the South Coast Air Basin, CA: Design and Development of a Novel Multi-Metal Mobile Platform. In AGU Fall Meeting Abstracts (Vol. 2020, pp. A175-0002).

PNUMA. (2021). El Peso de las Ciudades en América Latina y el Caribe: requerimientos futuros de recursos y potenciales rutas de actuación. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Oficina para América Latina y el Caribe. Ciudad de Panamá, Panamá.

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, PNUD. (2019). Informe de Desarrollo Humano Municipal 2010-2015. Transformando México desde lo local.

Priyanka, N. D., Oriama, P. A., Pedersen, P. P., Horstmann, S., Gordillo-Dagallier, L.,



Christensen, C. N., Kinney, P. L. (2021). Spatial variation of fine particulate matter levels in Nairobi before and during the COVID-19 curfew: implications for environmental justice. *Environmental Research Communications*, 3(7), 071003.

Pope, R., Wu, J., Boone, C. (2016). Spatial patterns of air pollutants and social groups: a distributive environmental justice study in the phoenix metropolitan region of USA. *Environmental Management*, 58(5), 753-766.

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Reddy, M. L. (2021). Towers of Trash: Dissecting India's Solid Waste Management Crisis. *Student Theses 2015-Present*. 119

Rosales-Castillo, J. A., Torres-Meza, V. M., Olaiz-Fernández, G., Borja-Aburto, V. H. (2001). Los efectos agudos de la contaminación del aire en la salud de la población: evidencias de estudios epidemiológicos. *Salud pública de México*, 43, 544-555.

Román, T. (2008). ¿Qué es la justicia climática?. Disponible en: <https://www.terra.org/categorias/articulos/que-es-la-justicia-climatica>

Romanello, M., McGushin, A., Di Napoli, C., Drummond, P., Hughes, N., Jamart, L., ... & Hamilton, I. (2021). The 2021 report of the Lancet Countdown on health and climate change: code red for a healthy future. *The Lancet*, 398(10311), 1619-1662.

Riojas-Rodríguez, H., Escamilla-Cejudo, J. A., González-Hermosillo, J. A., Téllez-Rojo, M. M., Vallejo, M., Santos-Burgoa, C., Rojas-Bracho, L. (2006). Personal PM 2.5 and CO exposures and heart rate variability in subjects with known ischemic heart disease in Mexico City. *Journal of exposure science & environmental epidemiology*, 16(2), 131-137.

Rivera-González L.O, Zhang Z., Sánchez B.N., Zhang K., Brown D.G., Rojas-Bracho L., OsornioSaavedra, Z., Ojeda Revah, L., López Barrera, F. (2011). Identification of threatened areas of environmental value in the Conservation Area of Mexico City, and setting priorities for their protection. *Investigaciones geográficas*, (74), 19-34.

Sabapathy, A., Saksena, S., Flachsart, P. (2015). Environmental justice in the context of commuters' exposure to CO and PM 10 in Bangalore, India. *Journal of exposure science & environmental epidemiology*, 25(2), 200-207.

Samoli, E., Stergiopoulou, A., Santana, P., Rodopoulou, S., Mitsakou, C., Dimitroulopoulou, C. (2019). Spatial variability in air pollution exposure in relation to socioeconomic indicators in nine European metropolitan areas: A study on environmental inequality. Euro-Healthy Consortium. *Environmental Pollution*, 249, 345-353.

Samson, J., Berteaux, D., McGill, B. J., Humphries, M. M. (2011). Geographic disparities and

moral hazards in the predicted impacts of climate change on human populations. *Global ecology and biogeography*, 20(4), 532-544.

Sánchez, J., Urrego, J., Zakzuk, J., Bornacelly, A., Castro, I., Caraballo, L. (2013). Niveles de contaminantes en el aire de Cartagena, Colombia. *Salud UIS*, 45(3).

Santana, P. (2017). Atlas of population health in European Union regions. Imprensa da Universidade de Coimbra/Coimbra University Press.

Schwartz, J. (2004). Air pollution and children's health. *Pediatrics*, 113 (Supplement 3), 1037-1043.

Schweizer, E. (1999). Environmental justice: an interview with Robert Bullard. *Earth First!* Disponible en: <http://www.ejnet.org/ej/bullard.html>

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2010). Programa para mejorar la calidad del aire de la Zona Metropolitana del Valle de México 2011-2020. Disponible en: <http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/proaire2011-2020/proaire2011-2020.pdf>

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Secretaría de Salud, Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Estado de México (2011) Programa para mejorar la calidad del aire en la Zona Metropolitana del Valle de México 2011-2020 (PROAIRE 2011-2020). Disponible en: <http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/proaire-2011-2020-anexos/>

Secretaría de Medio Ambiente (SEDEMA). (2020a). INFORME ANUAL CALIDAD DEL AIRE 2018 CIUDAD DE MÉXICO. Consultado en: <http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/informe-anual-calidad-del-aire-2018.pdf>

Secretaría de Medio Ambiente (SEDEMA). (2018). INFORME ANUAL CALIDAD DEL AIRE 2017 CIUDAD DE MÉXICO. Consultado en: [http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/informe\\_anual\\_calidad\\_aire\\_2017/mobile/](http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/informe_anual_calidad_aire_2017/mobile/)

Secretaría de Medio Ambiente (SEDEMA). (2017). INFORME ANUAL CALIDAD DEL AIRE 2016 CIUDAD DE MÉXICO. Consultado en: <http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/informe-2016-calidad-del-aire-en-la-ciudad-de-mexico/mobile/index.html>

Secretaría de Medio Ambiente (SEDEMA). (2020b). ÍNDICE AIRE Y SALUD. Consultado en: <http://www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?opc=%27ZaBhnmI=&dc=%27Zw==>

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2013). Calidad del aire: una práctica de vida. Disponible en: <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2013/CD001593.pdf>

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2021). El monitoreo de la calidad del aire. Disponible en: <http://www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?opc=%27ZaBhnmI=%27>

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2016). Estimación de impactos en la salud por contaminación atmosférica en la región centro del país y alternativas de gestión. Disponible en: [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/208105/INECC\\_CAME\\_Final\\_14022017.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/208105/INECC_CAME_Final_14022017.pdf)

Secretaría de Salud de la Ciudad de México. (2015). Principales Causas de Mortalidad General en Milpa Alta 2015. consultado en: [http://data.salud.cdmx.gob.mx/portal/media/publicacion\\_mortalidad\\_1990\\_2015/Paginas/Milpa\\_Alta.pdf](http://data.salud.cdmx.gob.mx/portal/media/publicacion_mortalidad_1990_2015/Paginas/Milpa_Alta.pdf)

Secretaría de Salud de la Ciudad de México. (2016). Principales Causas de Mortalidad General en Iztapalapa 2016. consultado en: [http://data.salud.cdmx.gob.mx/portal/media/publicacion\\_mortalidad\\_1990\\_2015/Paginas/Iztapalapa.pdf](http://data.salud.cdmx.gob.mx/portal/media/publicacion_mortalidad_1990_2015/Paginas/Iztapalapa.pdf)

Secretaría de Salud de la Ciudad de México. (2016). Principales Causas de Mortalidad General en Gustavo A. Madero 2016. consultado en: [http://data.salud.cdmx.gob.mx/portal/media/publicacion\\_mortalidad\\_1990\\_2016/Paginas/Gustavo\\_A\\_Madero.pdf](http://data.salud.cdmx.gob.mx/portal/media/publicacion_mortalidad_1990_2016/Paginas/Gustavo_A_Madero.pdf)

Secretaría de Salud de la Ciudad de México. (2016). Principales Causas de Mortalidad General en Benito Juárez 2016. consultado en: [http://data.salud.cdmx.gob.mx/portal/media/publicacion\\_mortalidad\\_1990\\_2016/Paginas/Benito\\_Juarez.pdf](http://data.salud.cdmx.gob.mx/portal/media/publicacion_mortalidad_1990_2016/Paginas/Benito_Juarez.pdf)

Seinfeld, J. H., Pandis, S. N. (2016). Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change. John Wiley & Sons.

Serrano, J. D. (2007). La Gobernanza del agua en México y el reto de la adaptación en zonas urbanas: el caso de la Ciudad de México. México, DF Centros de Estudios Demográficos, Urbanos y Ambientales. El Colegio de México.

Siabato, W., Guzmán-Manrique, J. (2019). La autocorrelación espacial y el desarrollo de la geografía cuantitativa. Cuadernos de Geografía: *Revista Colombiana de Geografía*, 28(1), 1-22.

Sicard, P., Agathokleous, E., Araminiene, V., Carrari, E., Hoshika, Y., De Marco, A., & Paoletti, E. (2018). Should we see urban trees as effective solutions to reduce increasing ozone levels in cities?. *Environmental Pollution*, 243, 163-176.

Son, Y., Osornio-Vargas, Á. R., O'Neill, M. S., Hystad, P., Texcalac-Sangrador, J. L., Ohman-Strickland, P., ... & Schwander, S. (2018). Land use regression models to assess air pollution exposure in Mexico City using finer spatial and temporal input parameters. *Science of the Total Environment*, 639, 40-48.

Suárez, C. A. A. (2012). Diagnóstico y control de material particulado: partículas suspendidas totales y fracción respirable PM10. *Revista luna azul*, (34), 195-213.

Sunyer, J., Esnaola, M., Alvarez-Pedrerol, M., Forns, J., Rivas, I., López-Vicente, M., ... y Querol, X. (2015). Association between traffic-related air pollution in schools and cognitive development in primary school children: a prospective cohort study. *PLoS medicine*, 12(3), e1001792.

Sharma, P., Jain, P., Pragati, D., Kumar, S. (2019). Evaluating Health Impact of Air Pollution. *Environment and Ecology Research*, 7(1), 59-72.

Sheail, J. (1991). Power in trust: the environmental history of the Central Electricity Generating Board. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon (United Kingdom). Clarendon Press; Oxford (United Kingdom).

Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales (SNIARN), (2021). Informe del Medio Ambiente: capítulo 5 la atmósfera. Disponible en <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe18/tema/cap5.htm>

Skeptical Science Graphics by John Cook (2021). Those who contribute the least greenhouse gases will be most impacted by climate change. Disponible en: <https://skepticalscience.com/graphics.php?g=15>

Swelling, M., Hajer, M., Baynes, T., Bergesen, J., Labbaé, F., Musango, J. K., ... & Tabory, S. (2018). The weight of cities: Resource requirements of future urbanization. *IRP Reports*.

Temam, S., Burte, E., Adam, M., Antó, J. M., Basagaña, X., Bousquet, J., ... & Jacquemin, B. (2017). Socioeconomic position and outdoor nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) exposure in Western Europe: A multi-city analysis. *Environment international*, 101, 117-124.

Vallejo, M., Jáuregui-Renaud, K., Hermosillo, A. G., Márquez, M. F., Cárdenas, M. (2003). Efectos de la contaminación atmosférica en la salud y su importancia en la Ciudad de México. *Gaceta médica de México*, 139(1), 57-63.

Vargas A., Vadillo-Ortega F., O'Neill M.S. (2015). An assessment of air pollutant exposure methods in Mexico City, Mexico. *J Air Waste Manage Assoc.* 65(5):581.

Wartenberg, D. (1985). Multivariate spatial correlation: a method for exploratory. *Geogr. Anal.* 17 263–83.

Wenz, P. S. (1988). Environmental justice. New York: State University of New York Press.

Wei, T., Wu, J., Chen, S. (2021). Keeping track of greenhouse gas emission reduction progress and targets in 167 cities worldwide. *Frontiers in Sustainable Cities*, 64.

Willmont, C.J. (1982). Some comments on the evaluation of model performance. *Bulletin American Meteorological Society*, 63 (11), 1309-1313

Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K. (2021). dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.0.7. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>

Wickham, H. (2019). Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686, <https://doi.org/10.21105/joss.01686>

Wickham, H. (2007). Reshaping Data with the reshape Package. *Journal of Statistical Software*, 21(12), 1-20. URL <http://www.jstatsoft.org/v21/i12/>.

Wickham, H.(2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.

Wu, Y. H., Hung, M. C. (2016). Comparison of spatial interpolation techniques using visualization and quantitative assessment. *Applications of Spatial Statistics*, 17-34.

Wheeler, B.W., Ben-Shlomo, Y., (2005). Environmental equity, air quality, socioeconomic status, and respiratory health: a linkage analysis of routine data from the Health Survey for England. *J. Epidemiol. Community Health* 59 (11), 948-954.

Xu, C., Haase, D., Pribadi, D. O., Pauleit, S. (2018). Spatial variation of green space equity and its relation with urban dynamics: A case study in the region of Munich. *Ecological indicators*, 93, 512-523.

Zhang, J. J., Wei, Y., Fang, Z. (2019). Ozone pollution: a major health hazard worldwide. *Frontiers in immunology*, 10, 2518.

Zhang, Y., Huang, W., London, S. J., Song, G., Chen, G., Jiang, L., Kan, H. (2006). Ozone and daily mortality in Shanghai, China. *Environmental health perspectives*, 114(8), 1227-1232.

## ANEXO 1

### Tabla A1. Indicadores socioeconómicas de la población obtenidas del Censo 2020 del INEGI

**con su descripción y abreviación**

<b>Variable o indicador</b>	<b>Descripción</b>
Población de 0 a 2 años	Personas de 0 a 2 años de edad.
Población de 3 a 5 años	Personas de 3 a 5 años de edad.
Población femenina	Población femenina total de todas las edades, incluyendo a las personas que no quiso decir su edad.
Población masculina	Población masculina total de todas las edades, incluyendo a las personas que no quiso decir su edad.
Población de 60 años y más	Personas de 60 a 130 años de edad.
Población en hogares censales indígenas	Total de personas que forman hogares censales donde la persona de referencia del hogar o su cónyuge o alguno de los ascendientes de estos, declararon hablar lengua indígena.
Población que se considera afromexicana o afrodescendiente	Personas que se consideran afromexicanos o afrodescendientes.
Población con discapacidad	Personas que realizan con mucha dificultad o no pueden hacer al menos una de las siguientes actividades: ver, aun usando lentes; oír, aun usando aparato auditivo; caminar, subir o bajar; recordar o concentrarse; bañarse, vestirse o comer; hablar o comunicarse.
Población sin afiliación a servicios de salud	Total de personas que no están afiliadas a servicios médicos en ninguna institución pública o privada
Viviendas particulares habitadas con piso de tierra	Viviendas particulares habitadas con piso de tierra. Comprende las viviendas particulares para las que se captaron las características de la vivienda, clasificadas como: casa única en el terreno; casa que comparte terreno con otra(s); casa dúplex; departamento en edificio; vivienda en vecindad o cuartería; vivienda en cuarto de azotea de un edificio y no especificado de vivienda particular. Incluye a las viviendas particulares sin información de ocupantes.

<p>Viviendas que no disponen de energía eléctrica</p>	<p>Viviendas particulares habitadas que no tienen energía eléctrica. Comprende las viviendas particulares para las que se captaron las características de la vivienda, clasificadas como: casa única en el terreno; casa que comparte terreno con otra(s); casa dúplex; departamento en edificio; vivienda en vecindad o cuartería; vivienda en cuarto de azotea de un edificio y no especificado de vivienda particular. Incluye a las viviendas particulares sin información de ocupantes.</p>
<p>Viviendas que no disponen de agua entubada en el ámbito de la vivienda</p>	<p>Viviendas particulares habitadas que no tienen disponibilidad de agua entubada. Comprende las viviendas particulares para las que se captaron las características de la vivienda, clasificadas como: casa única en el terreno; casa que comparte terreno con otra(s); casa dúplex; departamento en edificio; vivienda en vecindad o cuartería; vivienda en cuarto de azotea de un edificio y no especificado de vivienda particular. Incluye a las viviendas particulares sin información de ocupantes.</p>
<p>Viviendas particulares habitadas que no disponen de drenaje</p>	<p>Viviendas particulares habitadas que no tienen drenaje. Comprende las viviendas particulares para las que se captaron las características de la vivienda, clasificadas como: casa única en el terreno; casa que comparte terreno con otra(s); casa dúplex; departamento en edificio; vivienda en vecindad o cuartería; vivienda en cuarto de azotea de un edificio y no especificado de vivienda particular. Incluye a las viviendas particulares sin información de ocupantes.</p>
<p>Viviendas particulares habitadas que no disponen de automóvil o camioneta ni de motocicleta o motoneta</p>	<p>Viviendas particulares habitadas que no tienen automóvil o camioneta ni motocicleta o motoneta. Comprende las viviendas particulares para las que se captaron las características de la vivienda, clasificadas como: casa única en el terreno; casa que comparte terreno con otra(s); casa dúplex; departamento en edificio; vivienda en vecindad o cuartería; vivienda en cuarto de azotea de un edificio y no especificado de vivienda particular. Incluye a las viviendas particulares sin información de ocupantes.</p>
<p>Viviendas particulares habitadas sin tecnologías de la información o comunicación</p>	<p>Viviendas particulares habitadas que no cuentan con algún aparato o dispositivo para oír radio; televisor; computadora, laptop o tablet; línea telefónica fija; teléfono celular; Internet; servicio de televisión de paga (cable o satelital); servicio de películas, música o videos de paga por internet ni consola de videojuegos. Comprende las viviendas particulares para las que se captaron las características de la vivienda, clasificadas como: casa única en el terreno; casa que comparte terreno con otra(s); casa dúplex; departamento en edificio; vivienda en vecindad o cuartería; vivienda en cuarto de azotea de un edificio y no especificado de vivienda particular. Incluye a las viviendas particulares sin información de ocupantes.</p>

índice de Marginación	Contiene 10 indicadores: población de 6 a 14 años que no asiste a la escuela, población de 15 años o más sin educación básica completa, población sin derechohabencia a los servicios de salud, hijos fallecidos de las mujeres de 15 a 49 años de edad, viviendas particulares sin drenaje, viviendas sin excusado con conexión de agua, viviendas sin agua entubada, viviendas con piso de tierra, viviendas con algún nivel de hacinamiento y viviendas sin refrigerador; agrupado en cuatro dimensiones: educación, salud, vivienda y bienes. Este índice permite medir la intensidad global de la marginación y puede tomar valores negativos o positivos, correspondiendo los valores positivos más altos a los mayores niveles de marginación.

**Tabla A2. Indicadores de pobreza de CONEVAL a nivel alcaldía del año 2010 con su descripción y abreviación**

Categoría o índice	Descripción
Pobreza	Porcentaje de la personas que tiene al menos una carencia social (en los seis indicadores de rezago educativo, acceso a servicios de salud, acceso a la seguridad social, calidad y espacios de la vivienda, servicios básicos en la vivienda y acceso a la alimentación) y su ingreso es insuficiente para adquirir los bienes y servicios que requiere para satisfacer sus necesidades alimentarias y no alimentarias.
Pobreza extrema	Porcentaje de personas que tienen tres o más carencias, de seis posibles, dentro del Índice de Privación Social (se construye a partir de las carencias sociales) y que, además, se encuentra por debajo de la línea de bienestar mínimo. Las personas en esta situación disponen de un ingreso tan bajo que, aun si lo dedicase por completo a la adquisición de alimentos, no podría adquirir los nutrientes necesarios para tener una vida sana.
Vulnerable por ingreso	Porcentaje de personas que no presentan carencias sociales (en los seis indicadores de rezago educativo, acceso a servicios de salud, acceso a la seguridad social, calidad y espacios de la vivienda, servicios básicos en la vivienda y acceso a la alimentación) pero cuyo ingreso es inferior o igual a la línea de bienestar.
Carencia por rezago educativo	Porcentaje de la población que cumple con alguno de los siguientes criterios: tiene de 3 a 21 años, no cuenta con la educación obligatoria y no asiste a un centro de educación formal; tiene 22 años o más, nació a partir del año 1998 y no ha terminado la educación obligatoria (media superior); tiene 16 años o más, nació antes de 1982 y no cuenta con el nivel de educación obligatorio vigente en el momento en que debía haberlo cursado (primaria completa); tiene 16 años o más, nació a entre 1982 y 1997 y no cuenta con el nivel de educación obligatoria vigente en el momento en que debía haberla cursado (secundaria completa).
población con ingreso inferior a la	Porcentaje de la población cuyo ingreso es inferior a la línea de bienestar (valor



línea de bienestar	monetario de una canasta de alimentos, bienes y servicios básicos)
índice de Marginación	Contiene 10 indicadores: población de 6 a 14 años que no asiste a la escuela, población de 15 años o más sin educación básica completa, población sin derechohabencia a los servicios de salud, hijos fallecidos de las mujeres de 15 a 49 años de edad, viviendas particulares sin drenaje, viviendas sin excusado con conexión de agua, viviendas sin agua entubada, viviendas con piso de tierra, viviendas con algún nivel de hacinamiento y viviendas sin refrigerador; agrupado en cuatro dimensiones: educación, salud, vivienda y bienes. Este índice permite medir la intensidad global de la marginación y puede tomar valores negativos o positivos, correspondiendo los valores positivos más altos a los mayores niveles de marginación.

**Tabla A3. Índice global de Morán de todos los pares analizados, donde las autocorrelaciones negativas se encuentran en azul y las positivas en rojo.**

<i>NIVEL AGEB</i>					
<i>Contaminante/indicador</i>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	CO
Población de 0 a 2 años	0.020	-0.059	0.068	-0.133	-0.139
Población de 3 a 5 años	-0.001	-0.079	0.087	-0.149	-0.154
Población de 60 años y más	-0.030	0.029	-0.045	0.062	0.055
Población femenina	-0.027	-0.054	0.048	-0.083	-0.092
Población masculina	-0.021	-0.058	0.056	-0.095	-0.103
Población en hogares censales indígenas	-0.020	-0.129	0.224	-0.257	-0.236
Población que se	-0.033	-0.004	-0.023	0.058	-0.018

<b>considera afromexicana o afrodescendiente</b>					
<b>Población con discapacidad</b>	0.067	0.019	0.013	-0.060	-0.024
<b>Población sin afiliación a servicios de salud</b>	0.020	-0.074	0.089	-0.155	-0.120
<b>Viviendas particulares habitadas con piso de tierra</b>	-0.130	-0.261	0.353	-0.399	-0.337
<b>Viviendas que no disponen de energía eléctrica</b>	-0.050	-0.087	0.132	-0.130	-0.114
<b>Viviendas que no disponen de agua entubada en el ámbito de la vivienda</b>	-0.184	-0.237	0.226	-0.222	-0.289
<b>Viviendas particulares habitadas que no disponen de drenaje</b>	-0.118	-0.157	0.258	-0.233	-0.211
<b>Viviendas particulares habitadas que no disponen de automóvil o camioneta ni de motocicleta o motoneta</b>	0.117	0.072	-0.055	0.020	0.008
<b>Viviendas particulares habitadas sin tecnologías de la información o comunicación</b>	0.031	-0.047	0.109	-0.147	-0.129
<b>Índice de Marginación</b>	0.015	-0.178	0.309	-0.394	-0.304
<i>NIVEL ALCALDÍA</i>					

<b>Pobreza</b>	0.043	-0.064	0.328	-0.384	-0.182
<b>Pobreza extrema</b>	0.027	-0.078	0.297	-0.351	-0.173
<b>Vulnerable por ingreso</b>	0.067	0.070	0.037	-0.54	0.007
<b>Carencia por rezago educativo</b>	0.029	-0.064	0.331	-0.382	-0.188
<b>Población con ingreso inferior a la línea de bienestar</b>	0.050	-0.053	0.321	-0.377	-0.174
<b>Índice de Marginación</b>	0.073	-0.031	0.248	-0.305	-0.133