



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN GEOGRAFÍA

EVALUACIÓN DE IMPACTO EN SALUD POR EXPOSICIÓN A
CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS (PM_{2.5} Y OZONO) EN MÉXICO.

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTOR EN GEOGRAFÍA

PRESENTA:

JOSÉ LUIS TEXCALAC SANGRADOR

DIRECTORA DE TESIS

DRA. MARÍA DEL CARMEN JUÁREZ
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN GEOGRAFÍA

ASESOR DE TESIS

DR. HORACIO RIOJAS RODRÍGUEZ
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN GEOGRAFÍA

CIUDAD UNIVERSITARIA, CIUDAD DE MÉXICO, AGOSTO 2021.



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.

Dedicatoria

Sofía, Ollin, Yei

Mi motivo, mi aliento...

A Carmita y Fi, mi eterno amor y gratitud...

A mis hermanas Araceli y Carmen, a Óscar y Edu.

A Óscar, Abril, Karla, Fernando y Daniela.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme las facilidades financieras para mi desarrollo profesional.

Al Instituto Nacional de Salud Pública (INSP) por brindarme un espacio en el cual plasmar mis capacidades académicas y tener la fortuna de poseer lo impensable, recibir un salario por hacer lo que me gusta.

A mis amigos y colegas del INSP, gracias por sus palabras de aliento, por presionarme, por motivarme, por retarme a través de ustedes mismos.

A mi directora, asesor de tesis y sínodo, gracias por su sabiduría, sencillez y paciencia, sin su participación esto no sería posible.

Mi reconocimiento a sitios web como StackOverflow, a la comunidad usuaria de R, al hashtag #RStats y a distintos blogs relacionados con la ciencia de datos, sin la generosidad de sus usuarios este trabajo hubiera sido mucho más complicado.

Tabla de contenido

Introducción	1
Antecedentes	4
Pregunta de Investigación	9
Hipótesis	9
Objetivo General	9
Capítulo 1. Geografía, salud y contaminación del aire	11
1.1. De la geografía médica a la geografía de la salud.	16
1.2. Geografía y salud ambiental	21
1.3. Degradación ambiental	38
1.4. Contaminación y contaminantes del aire	39
1.5. Efectos a la salud asociados a la exposición a contaminantes del aire.	45
1.6. Evaluación de Impacto en Salud	49
Capítulo 2. Calidad del aire en el Sistema Urbano Nacional Mexicano	56
2.1. Regulación nacional e internacional	56
2.2. Medición de contaminantes en ciudades del Sistema Urbano Nacional	58
2.3. Medición de contaminantes del aire	62
Capítulo 3. Métodos para la estimación de impactos en salud	77
3.1. Selección de Funciones de Concentración-Respuesta (FCR)	78
3.2. Estimación de la concentración y distribución de PM _{2.5} y O ₃	80
3.3. Información demográfica y de salud	85
3.4. Estimación del Impacto en Salud: Muertes evitables	85
Capítulo 4. Evaluación de Impacto en Salud en México	89
4.1. Área de estudio seleccionada	89
4.2. PM _{2.5} - Estimación de la exposición en municipios del área de estudio	94
4.3. Ozono - Estimación de la exposición en municipios del área de estudio	95
4.4. Impactos en salud (casos evitables)	99
4.5. Validación cruzada del modelo de estimación de la exposición	103
Discusión de resultados y conclusiones	118
Bibliografía	129
Anexos	145

Tablas

Tabla 2-1. Norma Oficial Mexicana por contaminante criterio _____	56
Tabla 2-2. Comparación de límites permisibles México y OMS _____	58
Tabla 2-3. PM _{2.5} : total de estaciones con datos válidos para métrica anual _____	64
Tabla 2-4. Ozono: total de estaciones con datos válidos para métrica anual _____	68
Tabla 3-1. FCR seleccionadas _____	79
Tabla 4-1. Número de municipios y población en ciudades analizadas para PM _{2.5} . _____	90
Tabla 4-2. Número de municipios y población en ciudades analizadas para ozono. _____	93

Figuras

Figura 1-1. Interacción entre las actividades humanas y el ambiente físico y químico. ____	22
Figura 1-2. El mapa de la salud (<i>The health map</i>) _____	23
Figura 1-3. Pirámide de efectos de la contaminación del aire sobre la población. _____	46
Figura 1-4. Modelo básico de una EIS _____	49
Figura 2-1. Conformación espacial del Sistema Urbano Nacional _____	60
Figura 2-2. Tamaño de población en ciudades del SUN _____	61
Figura 2-3. Serie de promedios anuales de PM _{2.5} en México. _____	67
Figura 2-4. Serie de máximos valores anuales de promedios móviles de 8 horas. _____	69
Figura 3-1. Diagrama de procesos ejecutados para la estimación de impacto en salud. _	78
Figura 4-1. Ciudades de análisis para PM _{2.5} _____	91
Figura 4-2. Ciudades de análisis para ozono _____	92
Figura 4-3. Promedio anual de PM _{2.5} (µg/m ³) por estación de monitoreo y ciudad. _____	94
Figura 4-4. Promedio anual estimado de PM _{2.5} (µg/m ³) por municipio – 2015. _____	96
Figura 4-5. SOMO35 por estación de monitoreo y ciudad (ppb). _____	97
Figura 4-6. Concentración de ozono por municipio (SOMO35, ppb) – 2015. _____	98
Figura 4-7. Mortalidad evitable 2015 por PM _{2.5} y ozono. _____	99
Figura 4-8. PM _{2.5} – Mortalidad evitable 2015 según zona y escenario contrafactual. ____	101
Figura 4-9. PM _{2.5} – Mortalidad evitable 2015 según escenario contrafactual y causa. ____	102
Figura 4-10. Ozono – Mortalidad evitable 2015 según zona. _____	103
Figura 4-11. Datos faltantes de PM _{2.5} – Promedios de 24 horas. _____	104
Figura 4-12. Promedios de 24 horas – Datos medidos y estimados por proporción. ____	105
Figura 4-13. Número de estaciones utilizadas para la validación del modelo. _____	107
Figura 4-14. Monterrey: Estaciones de monitoreo y cobertura de buffers de 5 y 10 km. _____	108
Figura 4-15. Valores medidos vs estimados de PM _{2.5} – Puebla. _____	109

Figura 4-16. Valores medidos vs estimados de PM _{2.5} – ZMVM. _____	110
Figura 4-17. Comparación de tendencias de valores medidos vs estimados de PM _{2.5} . _	111
Figura 4-18. Valle de México: análisis gráfico de Bland-Altman. _____	113
Figura 4-19. Monterrey, análisis gráfico de Bland-Altman. _____	114
Figura 4-20. Área de concordancia por zona de análisis. _____	115
Figura 4-21. Puebla-Tlaxcala: análisis de las diferencias. _____	116
Figura 4-22. Valle de México: análisis de las diferencias _____	116
Figura 4-23. Promedio anual de las diferencias estimadas por el modelo. _____	117

Anexos

Anexo – A. PM _{2.5} : Promedio anual por estación de monitoreo – 2015. _____	145
Anexo – B. Ozono: SOMO35 (ppb) por estación de monitoreo – 2015. _____	147
Anexo – C. Concentración promedio anual estimada de PM _{2.5} por municipio. _____	149
Anexo – D. Concentración anual estimada de Ozono (SOMO35) por municipio. _____	151
Anexo – E. PM _{2.5} : Muertes evitables por municipio. _____	153
Anexo – F. Ozono: Muertes evitables por municipio. _____	161
Anexo – G. Ciudades, estaciones de monitoreo y buffers de análisis. _____	163
Anexo – H. Gráficos de dispersión de valores medidos contra. _____	167
Anexo – I. Comparación de tendencias de valores medidos contra estimados. _____	172
Anexo – J. Diferencias entre valores estimados y medidos (Gráficos Bland–Altman) _____	184
Anexo – K. Diferencias entre estimado y medido – PM _{2.5} (µg/m ³) _____	186

Glosario de términos

AGEB	Área geoestadística básica
<i>Buffer</i>	Área de influencia alrededor de un punto
Centroide	También conocido como centro geométrico y está referido al punto central de una unidad (polígono). Los centroides se definen como la posición media de todos los puntos en la forma.
CO	Monóxido de carbono
CONAPO	Consejo Nacional de Población
EIS	Evaluación de Impacto en Salud
EPOC	Enfermedad pulmonar obstructiva crónica
Escenario contra-factual	Escenario de referencia (concentración) a utilizar en una EIS, puede ser el valor de una norma, el valor guía de la OMS, un porcentaje de reducción de la concentración a partir de un año de referencia.
Exposición aguda	Ocurre a lo largo de un tiempo corto, por lo general minutos u horas. Una exposición aguda puede causar efectos de salud a corto o largo plazo.
Exposición crónica	Ocurre por un periodo de tiempo largo (más de un año).
FCR	Función de Concentración-Respuesta
GBD	Carga global de la enfermedad (GBD por sus siglas en inglés)
Guía OMS	Concentración que no debe superarse para la protección de la salud y que es recomendada por la Organización Mundial de la Salud
IDW	Inverso de la distancia ponderada (IDW por sus siglas en inglés)
INECC	Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
Máximo promedio móvil de 8 horas	Valor de la concentración más alta diaria de los promedios móviles de 8 horas.
NO ₂	Dióxido de nitrógeno
NOM	Norma Oficial Mexicana
O ₃	Ozono
OMS	Organización Mundial de la Salud
PM ₁₀	Partículas de diámetro aerodinámico menor a 10 micrómetros
PM _{2.5}	Partículas de diámetro aerodinámico menor a 2.5 micrómetros

PROAIRE	Programa de Gestión para Mejorar la Calidad del Aire.
Promedio móvil de 8 horas	Promedio de 8 horas continuas, que representa el promedio de la hora de interés y las 7 horas previas, ya sea que correspondan al mismo día o al día anterior.
PST	Partículas suspendidas totales
Riesgo Relativo	Cuantifica las probabilidades de experimentar un daño a la salud, por parte de aquellos individuos y grupos humanos con un determinado factor de riesgo, en comparación con los que no lo tienen.
SIG	Sistema de Información Geográfico
SINAICA	Sistema Nacional de Información de la Calidad del Aire
SMCA	Sistema de Monitoreo de la Calidad del Aire
SO ₂	Dióxido de azufre
SOMO35	Suma de las excedencias de 35 ppb de los máximos promedios móviles de 8 horas (sum of maximum 8-hour ozone levels over 35 ppb)
SUN	Sistema Urbano Nacional. Agrega Zonas Metropolitanas, conurbaciones y centros urbanos.
VVE	Valor de una vida estadística
ZM	Zona Metropolitana
ZMG	Zona Metropolitana de Guadalajara
ZMM	Zona Metropolitana de Monterrey
ZMVM	Zona Metropolitana del Valle de México
ZMVT	Zona Metropolitana del Valle de Toluca

Introducción

El análisis y cuantificación de los impactos asociados a la mala calidad del aire es uno de los principales temas en la agenda global, organismos e instancias internacionales como la Organización Mundial de Salud (OMS) y el Instituto para la Métrica y Evaluación de la Salud (IHME por sus siglas en inglés) generan información al respecto, revelando la magnitud del problema en el mundo. En México existen estudios e investigaciones a este respecto, realizadas por académicos de diversas universidades y equipos de variadas instituciones de gobierno e investigadores independientes. La mayor parte de las evaluaciones de impacto en México se han realizado para partículas con diámetro aerodinámico menor a los 2.5 micrómetros ($PM_{2.5}$); para el caso de ozono el número de evaluaciones es limitado, realizados con métricas de exposición crónica que no tienen un referente oficial como una Norma Oficial Mexicana o un valor guía OMS.

En Europa se ha generado una métrica que busca evaluar el impacto de la exposición crónica a ozono a partir de concentraciones consistentemente elevadas, dicha métrica se denomina (SOMO35) y que la OMS ha retomado como un indicador de exposición crónica de utilidad para la cuantificación de impactos. En México este tipo de indicador no se ha utilizado para evaluar efectos en salud por lo que la presente investigación pretende complementar este vacío de la evidencia para México a través de la cuantificación de los impactos en salud por exposición a $PM_{2.5}$ y Ozono en México durante el año 2015.

La investigación que aquí se presenta se vale del método de Evaluación de Impacto en Salud que propone la OMS como herramienta para la generación de evidencia y toma de decisiones. Uno de los principales retos para la implementación de esta metodología lo representa la estimación de la concentración de un contaminante a

la cuál la población se encuentra expuesta, en países del norte de América y Europa se han desarrollado novedosos enfoques que se valen de numerosas estaciones de monitoreo e imágenes de satélite como insumo. En México disponibilidad de este tipo de información es de limitada calidad, cantidad y tiempo, como una alternativa a esta situación, este trabajo propone un enfoque metodológico que permita la cuantificación de la exposición poblacional en ciudades que cuentan con un reducido número de estaciones de monitoreo, utilizando los datos disponibles como insumo básico y de la realización de operaciones básicas de análisis espacial e interpolación.

En el capítulo uno se muestra una revisión del conocimiento que vincula el quehacer geográfico con el tema de salud, nos lleva desde la geografía a la salud ambiental y la epidemiología espacial, analizando y discutiendo las conceptualizaciones teórico y metodológicas de las diversas disciplinas que se vinculan para entender el espacio geográfico, los problemas de contaminación del aire y los eventos en salud que en él se presentan.

En el capítulo dos se presenta el marco de referencia de la calidad del aire en México, nos revela la tendencia de los contaminantes del aire en México, el marco regulatorio que los vigila y los antecedentes de distintas evaluaciones de impacto realizadas en México.

En el capítulo tres se describen los métodos seguidos para la estimación de impactos entre lo que podemos destacar los procesos seguidos para imputar concentraciones de $PM_{2.5}$ a partir de mediciones de PM_{10} , el método para calcular la métrica SOMO35, un ejemplo práctico para el cálculo de muertes evitables y finalmente la propuesta metodológica para estimar la exposición de la población en ciudades

con limitada cobertura de monitoreo y la validación cruzada realizada para evaluar la confiabilidad de los resultados del modelo.

En el capítulo cuatro se presentan los resultados de la Evaluación de Impacto en Salud que se llevó, la cobertura espacial analizada tanto a escala municipal como de ciudad o zona metropolitana. Se sintetiza la mortalidad atribuible a la calidad del aire durante el año 2015 y se revelan los resultados de la validación del modelo propuesto para la estimación de la exposición.

La sección de discusión y conclusiones muestra una reflexión de toda la investigación realizada, aportando conclusiones que buscan aportar elementos a considerar para la gestión de la calidad del aire, se agregan una serie de anexos que aportan información desagregada de los insumos y resultados utilizados para el análisis.

Finalmente, cabe destacar la agregación de los resultados de acuerdo con la delimitación del Sistema Urbano Nacional que agrega el marco geoestadístico nacional en un sistema de zonas metropolitanas, conurbaciones y poblaciones.

Antecedentes

En los espacios urbanos, la contaminación del aire constituye uno de los principales problemas ambientales que enfrenta la sociedad moderna y un importante riesgo para la salud humana. La globalización ha provocado una constante expansión de las zonas urbanas y, en consecuencia, se ha sometido al planeta a una serie de presiones ambientales en donde el incremento de la población, del ingreso y la liberalización comercial global de bienes y servicios, ha servido de estímulo para incrementar la demanda de energía y transporte, consolidando éstas últimas como fuerzas motrices de las emisiones de contaminantes a la atmósfera.

Durante la 68ª Asamblea Mundial de la Salud realizada en mayo del 2015, la Organización Mundial de la Salud (*OMS*) emitió un resolutive en el que se reconoce el impacto de la contaminación del aire sobre la salud pública y la define como el riesgo ambiental más grave para la salud a escala mundial, dicho resolutive ubica a las enfermedades y accidentes cerebrovasculares, a las cardiopatías isquémicas, neumonía, cáncer de pulmón e infecciones respiratorias agudas como las principales causas vinculadas a la exposición a contaminantes del aire (WHO, 2015).

La *OMS* estima que al año 2016, aproximadamente el 91% de la población mundial residía en sitios en donde la concentración de contaminantes en el aire sobrepasaba los niveles recomendados para la protección de la salud. Se atribuyen aproximadamente 4.2 millones de muertes prematuras relacionadas con el problema de contaminación atmosférica en el mundo, más del 91% de esta carga de enfermedad recae en poblaciones de bajos y medianos ingresos (WHO, 2018).

Estudios revelan que la disminución de contaminantes del aire incide en el aumento de la esperanza de vida, así como en la disminución de la mortalidad y morbilidad poblacional (Leksell y Rabl, 2001; Pope et al., 2009).

Cuantificar el impacto atribuible a la exposición a contaminantes del aire sobre la salud de la población, es una tarea que ha venido implementándose a escala global a partir de diversos métodos. La Evaluación de Impacto en Salud (*EIS* o *HIA* por sus siglas en inglés) se ha consolidado como uno de los métodos más utilizados en el mundo, permitiendo evaluar y cuantificar el impacto atribuible a la calidad del aire a escalas locales, nacionales y/o regionales. Los indicadores de impacto mayormente utilizados corresponden a la mortalidad, morbilidad, costos en salud y años de vida perdidos (Ballester et al., 2008; Elena Boldo et al., 2011; Héroux et al., 2015; S. Medina et al., 2004). Además, la *EIS* permite cuantificar el impacto ante diversos escenarios de intervención y mejoramiento de la calidad del aire.

México no ha sido la excepción para la implementación de este método en la cuantificación de los impactos en salud atribuibles a la contaminación atmosférica. Sin embargo, la cobertura espacial de las evaluaciones se ha limitado a las entidades que conforman la parte central del país y a la Zona Metropolitana del Valle de México (*ZMVM*).

De acuerdo con la información reportada por el Informe Nacional de la Calidad del Aire en México (INECC, 2018), durante el año 2018 en diversas ciudades del país se excedió lo establecido por la normatividad mexicana en la materia, así como también los valores guía recomendados por la OMS. Para el año de referencia, existían en México 118 estaciones de monitoreo con capacidad de medición de $PM_{2.5}$, en 4 se cumplió con el valor máximo permisible establecido por la Norma Oficial Mexicana (NOM); en 69 estaciones no fue posible evaluar el cumplimiento

de la NOM debido a la mala calidad de los datos generados, y en 45 estaciones no se cumplió con la NOM. A escala urbana, el universo de ciudades o zonas metropolitanas con capacidad de medición de PM_{2.5} ascendió a 60, sólo en 4 se cumplió la NOM, en 25 se incumplió y en 31 no fue posible evaluar el cumplimiento (INECC, 2018).

Para el caso de ozono, se reportó una capacidad instalada de 149 estaciones de monitoreo, en 21 de ellas se cumplió la NOM, en 93 no se incumplió y en 35 no fue posible evaluar el cumplimiento debido a la mala calidad de los datos generados. A escala urbana el universo de ciudades o zonas metropolitanas con capacidad de monitoreo ascendió a 57, en 11 se cumplió la NOM, en 30 no se cumplió y en 16 no fue posible evaluar el cumplimiento (INECC, 2018).

Bajo este antecedente, es importante generar información a una escala más amplia, que considere la mayor cobertura nacional posible, a partir de la información generada por las distintas redes de monitoreo del país. Por lo que el presente trabajo pretende aportar nueva información, que revele la situación del impacto en salud en términos de mortalidad atribuible y el costo que representa la calidad del aire a escala nacional, en específico en aquellas ciudades del país en las que se cuenta con redes de monitoreo.

En México existen importantes esfuerzos encaminados a la gestión de la calidad del aire. El artículo 4º constitucional, párrafo 5¹, establece que:

“Toda persona tiene derecho a un medio ambiente sano para su desarrollo y bienestar. El Estado garantizará el respeto a este derecho...”

¹ Establecido en la reforma constitucional al artículo 4º, publicada el 8 de febrero de 2012 en el Diario Oficial de la Federación.

Esta garantía constitucional presiona y dirige, tanto al Gobierno Federal como a los gobiernos locales, a diseñar e implementar instrumentos y estrategias de política pública encaminada a la reducción de emisiones y concentraciones de contaminantes del aire, con la finalidad de proteger a la población y el equilibrio ecológico.

Evaluar el impacto en salud y costos atribuibles a la calidad del aire en diversas ciudades del país es una tarea fundamental para toda estrategia de gestión. Las políticas públicas encaminadas al mejoramiento de la calidad del aire requieren de la cuantificación del impacto de las intervenciones para una óptima y realista planificación de las metas y estrategias. Para este tipo de retos, la *EIS* es un método que ha permitido cuantificar los impactos y costos económicos atribuibles a la calidad del aire en diversos países del mundo.

Aplicar el método de *EIS* al contexto mexicano, permite revelar el impacto en salud, en términos de muertes atribuibles, asociado a la calidad del aire en diversas ciudades de México. De igual forma, este método permite estimar los beneficios en salud, en términos de muertes evitadas, ante escenarios hipotéticos de reducción de la concentración de contaminantes del aire, así como también la valoración económica que estos escenarios implican. La *EIS* es insumo imprescindible para la toma de decisiones, de ahí la importancia de la realización de este estudio.

Actualmente existen varios sistemas de monitoreo de la calidad del aire, distribuidos en las principales ciudades del país, esto permite explorar la posibilidad de la realización de una *EIS* de mayor escala y no sólo focalizada a una ciudad en particular. Los insumos de información necesarios (datos de calidad del aire y de mortalidad) existen y están disponibles de manera pública, hecho que facilita el planteamiento de un reto de esta magnitud.

Una necesidad aún no resuelta en la implementación de EIS en México es la referente a la estimación de la exposición, particularmente para ozono en donde las métricas crónicas no son del todo claras y constituyen un reto en este tema. En esta investigación se propone un abordaje metodológico para la estimación de la exposición que busca atender las limitaciones de la cobertura de estaciones de monitoreo en México. Hasta nuestro conocimiento, este estudio es el primero que analiza la exposición crónica a ozono en México utilizando el indicador SOMO35 propuesto por la OMS, esto aporta sólida evidencia sobre el impacto por la exposición a este contaminante, sobre todo para ciudades en donde la concentración de este contaminante representa un reto para la gestión como lo es la Ciudad de México.

Este estudio llevó a cabo una Evaluación de Impacto en Salud por exposición crónica a PM_{2.5} y Ozono, considerando el año 2015 como referencia. Se estimaron las muertes evitables asociadas a PM_{2.5} bajo dos escenarios de análisis: a) Cumplimiento de los valores límite permisibles establecidos en la *NOM*; b) Cumplimiento de los valores guía recomendados por la *OMS*. Para el caso de ozono se estimó el impacto utilizando la métrica denominada *SOMO35*² (Amann et al., 2008), misma que es desarrollada y propuesta por la *OMS* para su uso en estimaciones de impacto crónico por exposición a este contaminante. Este estudio pretendió generar resultados con la mayor cobertura espacial posible.

Los resultados contribuirán, como sustento científico, en el diseño de metas y estrategias encaminadas a la reducción de los impactos en salud y sus costos asociados en los principales centros urbanos del país, así como sustento para eventuales modificaciones en la normatividad respectiva.

² Suma de las excedencias de 35 ppb de los máximos promedios móviles de 8 horas (sum of maximum 8-hour ozone levels over 35 ppb)

Pregunta de Investigación

¿Cuál es la magnitud de las muertes prematuras atribuibles a la concentración de $PM_{2.5}$ y Ozono en las principales ciudades de México en el año 2015?

Hipótesis

La implementación del método de Evaluación de Impacto en Salud, utilizando como valores contrafactuales los valores guía de la OMS y las concentraciones máximas permisibles en la normatividad mexicana, permite cuantificar la magnitud de la mortalidad evitable asociada a la exposición crónica a $PM_{2.5}$ y ozono en la población mexicana, considerando el año 2015 como referencia, aportando cifras que permiten revelar este impacto a diversas escalas del marco geoestadístico y urbano de México, constituyendo un documento de apoyo para la toma de decisiones a diversas escalas del territorio.

Objetivo General

Evaluar el impacto en salud por exposición crónica a $PM_{2.5}$ y Ozono, considerando el año 2015 como referencia, en ciudades de México que cuentan con redes de monitoreo de calidad del aire.

Objetivos Particulares

- Identificar el vínculo entre la geografía, la geografía de la salud y el estudio de los riesgos por exposición a contaminación del aire.
- Seleccionar estimadores de la Función Concentración-Respuesta.
- Delimitar el área de estudio y su caracterización urbana
- Estimar la concentración y distribución espacial de los contaminantes en ciudades de México que cuentan con redes de monitoreo de calidad del aire.

- Construir el escenario basal de referencia para el área de estudio, información físico-geográfica, demográfica, de salud y de exposición.
- Cálculo de muertes evitables bajo dos escenarios contrafactuales (valores de la *NOM* y *OMS*)
- Evaluación del impacto en salud en México.

Capítulo 1. Geografía, salud y contaminación del aire

La geografía y la salud constituyen dos campos del conocimiento que convergen en sus respectivas áreas de interés de manera natural. La comprensión del espacio geográfico como un ente que provee salud, alimentación y confort constituye un punto de importancia a lo largo de la historia evolutiva de la especie humana. En este largo proceso, se ha podido experimentar cómo las condiciones y características de los territorios proporcionaban entornos que hacían más favorable la estadía entre un sitio y otro, este aprendizaje únicamente puede entenderse como resultado de observaciones a lo largo del tiempo, vislumbrando entonces, desde tiempos remotos, la relación entre las características de un lugar y los beneficios en salud que representa respecto a otro, otorgando a ese sitio un rol determinante en la salud humana.

La búsqueda de espacios adecuados ha moldeado la relación de la especie humana con su entorno y los territorios que ocupa, Gordon Childe (1992) en su libro *“Los orígenes de la Civilización”* describe cómo a lo largo del proceso evolutivo la población ha tenido que adaptarse, comprender, interpretar y modificar el entorno de acuerdo con las necesidades de cada momento histórico. En este largo proceso, se fueron creando los mecanismos para identificar lo sano y lo perjudicial. Cada nuevo aprendizaje y avance en el proceso evolutivo estuvo acompañado de formas de dominación e interpretación del espacio que se iba habitando, configurando los sistemas de relación sociales, económicos, políticos y medioambientales. Bajo esta visión, esta serie de consideraciones del territorio facilitaron y condicionaron el establecimiento de los primeros núcleos de población (Childe, 1992). En cada momento histórico de toda civilización se ha tenido presente a un grupo de enfermedades características y las causas asociadas a su ocurrencia han sido interpretadas

por las sociedades de acuerdo con su cosmovisión lo que, a su vez, también ha determinado las respuestas, acciones y soluciones.

Son múltiples las interpretaciones que podemos encontrar a lo largo de la historia sobre la relación entre la geografía, el ambiente y la salud. En la época griega encontramos antecedentes donde se resalta la regionalización y los efectos nocivos en la salud humana debida a las condiciones climáticas extremas de ciertas partes del planeta. Estrabón planteó, en un documento geográfico clásico, el problema de la inhabitabilidad de los ambientes tórridos (Pickenhayn, 1999).

Tal vez el antecedente mejor descrito sobre la relación entre ambiente y salud lo encontremos en Hipócrates quien en su tratado de los “aires, aguas y lugares”, en vez de atribuir un origen divino a las enfermedades, discute sus causas medioambientales. Sugiere que elementos tales como el clima, el agua, el viento e incluso la situación geográfica de un lugar, son fundamentales a la hora de evaluar la salud de las personas que allí habitan.

Quién desee estudiar correctamente la ciencia de la medicina deberá considerar qué efectos pueden producir cada estación del año, los vientos cálidos y los fríos -sean locales o universales-, las propiedades del agua y el tipo de suelo, pues todas estas características difieren de un lugar a otro y el conocerlas le permitirá al médico identificar las enfermedades locales, la naturaleza de las que prevalecen comúnmente y con ello logrará un mayor éxito al asegurar la salud y los mayores triunfos en la práctica de su arte (Hippocrates, 2010).

En la cultura grecolatina el concepto de armonía estaba vigente a través de la cultura Helénica. Las ideas de Pitágoras de que el número marca el límite, el orden y la armonía del cosmos las aplicó también a los seres humanos, planteaba que todo

es número “*todo es armonía*”, la armonía del todo y de sus partes es lo que genera en el hombre vida y salud; la desarmonía llevaba a la enfermedad y la muerte (Lasso de la Vega, 1982).

En el antiguo Egipto la enfermedad y la muerte eran condiciones inherentes de la naturaleza humana; la salud y la enfermedad eran sólo manifestaciones de un drama metafísico originado por causas externas (Sendrail y Janés, 1983). En la vieja Mesopotamia encontramos ya una interpretación del proceso de enfermedad, –y no la salud– prevaleciendo la idea de la enfermedad como un castigo divino por lo que la preservación de la salud era menester de un comportamiento y armonía social (Zaragoza, 1976). En la filosofía China se consideró a la salud como una parte de todo lo existente en el universo, vinculado a lo etéreo e inmutable conocido como Tao. Para ellos la salud radica en la armonía de los elementos agua, fuego, metal y madera (Huard y Wong, 1968). En la India, la medicina *Ayurveda* (saber sobre la longevidad) preserva la idea de que para entender las enfermedades es preciso reconocer que los elementos esenciales del cuerpo humano son los mismos del macrocosmos: éter (vacío), viento, fuego, agua y tierra. Cuando en estos hay un desequilibrio, o perturbación, esto se traduce en tres “*desórdenes*” o defectos que identifican a la enfermedad. En cambio la salud radica en la armonía de estos elementos (Riviere, 1976).

De igual manera, esta serie de condicionantes de entender e interpretar la salud a partir del lugar y el ambiente la podemos ver en gran parte de las culturas mesoamericanas donde la salud estaba inmersa y condicionada por las fuerzas de la naturaleza, ésta castigaba con la enfermedad y bendecía con la cura. En estas culturas, la naturaleza juega un papel determinante donde el territorio funge como un determinante de las condiciones de salud de las poblaciones. El territorio es visto

como un hábitat (incluso sagrado), en el cual las comunidades están inmersas y no pueden modificar ni alterar la intensidad con la que la naturaleza las afecta, simplemente pueden elegir el asentarse o no en determinados lugares (Ortíz de Montellano, 2005).

Posiblemente los chamanes representan una de las más claras y remotas asociaciones entre ambiente y salud al centrar su interés en la búsqueda de aquellos elementos ambientales relacionados con las enfermedades (Urteaga, 1993; Vega-Franco, 2002).

De igual manera, las corrientes de pensamiento a lo largo del tiempo han venido evolucionando en la búsqueda de interpretaciones y explicaciones de la salud a partir de un contexto geográfico, esta conceptualización y evolución ha estado sujeta a diversas posturas teóricas dependiendo la disciplina de análisis. Estas posturas van desde las perspectivas totalmente cuantitativas (positivismo), cualitativas (construccionismo social) o incluso absolutamente económicas (estructuralismo).

Explicación positivista. Comprende a un abordaje "*científico*" dominante donde el peso de la evidencia se enfatiza en todo aquello que es observable, y medible. A partir de estas premisas es que se comprende y explica todo fenómeno, partiendo de la observación en el orden y los patrones espaciales de un conjunto de datos, en este caso en contextos relacionados a la salud. Este enfoque depende fundamentalmente de registros medibles y exactos con la finalidad de explicar la realidad a partir de patrones y asociaciones estadísticas. Busca establecer hipótesis comprobables en la misma ruta que las ciencias exactas lo hacen. En contextos de salud, bajo este enfoque se trata de descubrir causas o factores (variables) a través de las cuales pueda explicarse la realidad con la fortaleza de una asociación estadística, más que como una causa.

Estudios positivistas en geografía de la salud generalmente se caracterizan por la identificación de patrones y áreas donde se modela la incidencia de un evento en salud y su variación espacial bajo un contexto estadístico. La epidemiología ambiental, la salud ambiental y la epidemiología espacial se sustentan en este tipo de enfoque (Gatrell y Elliott, 2009), aunque es necesario mencionar que actualmente existe un replanteamiento al esquema clásico de estas áreas del saber, la naturaleza de los problemas actuales les ha exigido una convergencia con el conocimiento de diversas disciplinas y de la praxis transdisciplinaria de los equipos de investigación, en dónde la geografía ha contribuido al entendimiento de los procesos y relaciones espaciales que acontecen en el territorio (Guidotti, 2018a, 2018b).

Construccionismo social. Bajo este enfoque, y a diferencia del positivismo, los contextos de salud son explicados a partir de las maneras en las cuales los individuos y los grupos participan en la creación de su percepción social de la realidad. Considera a la población no sólo como un recipiente del conocimiento del cuidado y atención de la salud, los comprende como partes partícipes en la creación y generación de este nuevo conocimiento al adoptarlo y entenderlo desde sus propias perspectivas y significados de la realidad. La tarea de los investigadores bajo este enfoque consiste en descubrir e interpretar estos significados individuales, revelar una explicación "*racional*" a través del análisis basado en métodos primordialmente cualitativos y en algunos casos cuantitativos. Las explicaciones de los fenómenos generalmente van encaminados a determinantes de orden social y rara vez en lo natural. Este tipo de estudios se enfoca típicamente en áreas pequeñas como comunidades, vecindarios y pequeños grupos de población. Esto porque la experiencia del lugar (sitio) y sus individuos es mucho más importante que la precisión de un gran número de registros, mediciones, locaciones o unidades de área (Childe, 1992).

Estructuralismo. Fundamentado de manera principal por las teorías del marxismo. Aquí se define a la salud como un problema “social” y, por lo tanto, “colectivo”. El proceso “salud-enfermedad” se explica y determina por el modo en cómo el hombre se apropia de la naturaleza en un momento dado, apropiación que se realiza por medio del proceso de trabajo basado en determinado desarrollo de las fuerzas productivas y las relaciones sociales de producción (Laurell, 1982).

Es bajo alguna de estas corrientes teóricas que prácticamente todo trabajo relacionado a geografía y salud se adhiere. Para el caso de la presente investigación, la postura positivista y la perspectiva de la escala geográfica, son los enfoques que mejor se adaptan a las necesidades a cubrir, dado que la naturaleza de este enfoque nos permite y obliga a obtener mediciones y estimaciones cuantificables de los fenómenos a estudiar.

1.1. De la geografía médica a la geografía de la salud.

El *Diccionario de Geografía Humana* de Johnson, describe a la geografía médica como el análisis geográfico de la salud, enfermedad, mortalidad y protección de la salud (Johnston, 2000). Diferentes estudios han incorporado el análisis de la influencia del lugar y de los ambientes en la producción de enfermedades y su distribución en el territorio, propiciando el encuentro entre la medicina y la geografía.

Uno de los primeros antecedentes documentados de salud en geografía -a quien se dice la geografía médica debe su nombre- aparece en el Siglo XVIII a través del médico alemán Leonhard Finke en su obra *Geographie*, en ella se plasma la relación que puede tener el espacio con la salud, para describir las enfermedades mismas y la solución a éstas (Barrett, 1993). Durante los siglos XVIII y XIX médicos europeos

(alemanes, franceses e ingleses) publicaron las *Topografías Médicas* donde revelaban las características físicas de países y regiones y de las enfermedades relacionadas con ellos.

La serie de trabajos publicados durante esta época, eran fundamentalmente realizados por médicos influenciados por una perspectiva “higienista” de la salud muchas veces denominada *topografía médica*. Esta corriente, visualiza el impacto ambiental provocado por la creciente actividad industrial de la época y las repercusiones en salud que esta genera. El criterio epidemiológico preponderante consideraba a las enfermedades como una causa de fenómenos externos al humano, que residían en el ambiente (originadas de emanaciones fétidas de suelos y aguas contaminadas) denominadas como *miasmas* (Urteaga, 1980). Se consideraba que la mayoría de los factores etiológicos de las enfermedades podían ser hallados en el ambiente físico bajo una relación causal lineal.

Este periodo higienista también destacó por la generación de cartografía temática con las epidemias de fiebre amarilla y cólera. El mapa más famoso de la época y representativo de esta fase de la geografía médica es el generado por el médico británico John Snow en 1854, donde se encargó de mapear la ubicación de cada una de las muertes ocurridas durante un episodio de cólera en Londres. El análisis de la distribución de cada uno de los eventos le permitió identificar la fuente del problema y su consecuente solución. Este análisis espacial, otorgó a Snow la evidencia que buscaba desde años antes, donde sostenía que el cólera era transmitido por la ingestión de agua contaminada. Este trabajo es considerado pionero en la investigación epidemiológica y gracias a él Snow es considerado el padre de la Epidemiología (Urteaga, 1980).

El inicio de la geografía médica como disciplina geográfica no se produjo hasta antes de los años 20 del siglo XX, con un mayor auge de trabajos en el periodo comprendido entre 1930 y 1970. Destacan las aportaciones de Maximilian Sorre quien en 1933 publicó en *Annales de Géographie* los *Complexes porthogènes et Géographie Médicale*. En 1955, Sorre describía los principios generales de la Geografía Médica y los asociaba con la distribución de complejos patógenos vinculados a las condiciones ambientales. De esta manera, la Geografía Médica establecía una relación directa entre el entorno –*medio geográfico*– y el estado de salud –*mortalidad y morbilidad de la población*– (Olivera, 1993; Ramírez, 2004).

Otra muestra de la evolución en la comprensión y explicación de los eventos en salud desde un contexto geográfico fue plasmada por el médico higienista H. Zeiss quien en 1931 introdujo el término de *Geomedicina*. Esta conceptualización fue definida como “*la ciencia encargada de investigar las relaciones entre el tiempo meteorológico, el suelo, el clima y la ocurrencia de enfermedades infecciosas agudas de los hombres animales y plantas*” (Olivera, 1993).

A partir de los años 70, la línea de investigación experimenta un nuevo repunte, influido en gran medida por el auge de los paradigmas neopositivistas. Los trabajos dejan de centrarse a países y enfermedades tropicales, sino se inicia la exploración de nuevos eventos como la hepatitis, gripe, brucelosis y tuberculosis donde el principal interés se abocaba a la difusión de los eventos. Las enfermedades crónicas se convierten en objeto prioritario e inicia a centrarse el interés por el cáncer. También considerando al equipamiento y la distribución de la atención de la salud como medios para la restauración de la salud (Olivera, 1993).

El grupo de trabajo de la Unión Geográfica Internacional (UGI) era el medio bajo el cual se reflejaban las tendencias que a partir de la línea de investigación de la Geografía Médica se iban generando. En 1976 durante un congreso realizado en Moscú y como propuesta de la Comisión de la Geografía Médica de la UGI, este grupo de trabajo evoluciona a Geografía de la Salud incluyendo el análisis de la tradicional geografía médica, así como también un análisis integrado de las condiciones sociales que influyen en la salud de las poblaciones, desde los equipamientos asistenciales al contexto social, cultural y económico.

De esta manera, según el Diccionario de Geografía Humana de Johnson, la Geografía de la Salud es definida como una rama de la geografía que utiliza los conceptos y técnicas del campo de conocimiento geográfico para el estudio de la salud, la enfermedad, la mortalidad y la protección de la salud. Una definición más amplia la considera como la disciplina que estudia la distribución de la mortalidad y morbilidad de la población, los servicios y equipamiento en salud, además de la interacción e interrelación con factores físicos geográficos, ambientales, ecológicos, demográficos, económicos, socioculturales y políticos. Bajo esta perspectiva, la salud es producto de un proceso dinámico en el ambiente donde las sociedades realizan sus actividades, dónde el organismo humano se encuentra en un estado de equilibrio establecido por la interacción del agente con el ambiente, y el agente causante de la enfermedad. Es en este contexto, que todo problema de salud de individuos o grupos humanos deben analizarse de manera integrada con su entorno vivencial (Hernández González y Juan Pérez, 2008).

Actualmente, el campo de acción de esta disciplina se ha extendido a otras áreas temáticas como son la adaptabilidad al medio, diversas escalas de análisis, conta-

minación, accidentes de tráfico, toxicidad, envejecimiento de la población, variabilidad climática entre otras. Olivera ha resumido en cuatro grandes áreas temáticas esta expansión en la cobertura temática (Olivera, 1993).

- a) Distribución de las enfermedades y su cartografía.
- b) Patrones espaciales de la mortalidad, enfermedad y salud; elaboración de atlas de mortalidad y enfermedades.
- c) Difusión de las enfermedades en el tiempo y el espacio; predicción de procesos.
- d) Análisis espacial de los sistemas de salud, equipamientos, servicios y su utilización.

En 1988, durante la Asamblea General de la UGI, el grupo de trabajo pasó a ser una comisión que se denominó *"Salud y Desarrollo"* buscando un enfoque más holístico en sus investigaciones en los temas que abordaba. En 1992, la Comisión pasó a denominarse *"Salud, Desarrollo y Ambiente"*. Esta comisión, aborda temáticas más amplias y diversas como pueden ser los efectos del cambio climático global sobre la salud; desastres naturales, toxicología ambiental, impactos en salud y en los servicios de salud a partir de crisis económicas y ajustes estructurales; impacto por la urbanización, justicia ambiental, etc. Estos nuevos enfoques que vienen a enriquecer el ámbito de análisis de la Geografía de la Salud no llevan implícita la desaparición ni obsolescencia de la corriente naturalista (Geografía Médica), al contrario, todas las líneas de investigación coexisten otorgando una mayor riqueza al debate, al análisis y a la explicación de la realidad humana (Curto, 2008).

1.2. Geografía y salud ambiental

Como hemos visto en el apartado anterior, la comprensión de los eventos en salud relacionados con problemas de degradación ambiental desde una perspectiva geográfica conlleva necesariamente una perspectiva de análisis dónde convergen e interaccionan los métodos y técnicas de diversas disciplinas que van desde la epidemiología ambiental, la evaluación de riesgos, el análisis espacial, la geografía de la salud y la salud ambiental. Un enfoque que permite la interacción de todos estos componentes para la comprensión de eventos en salud relacionados a problemas ambientales y desde una perspectiva en salud es el que Jerrett y colaboradores han denominado el *“Enfoque Geográfico de la Salud Ambiental”* (Jerrett et al., 2010a).

1.2.1. Salud y ambiente

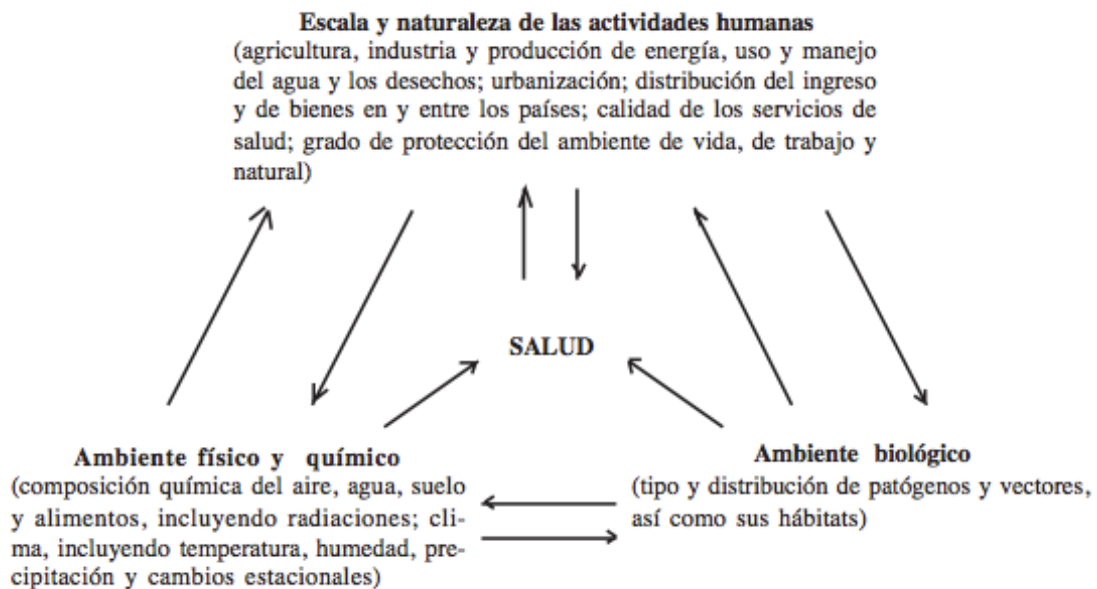
Existe una relación muy compleja entre la salud humana y el medio obligando el análisis de esta interacción desde diversas perspectivas que permitan una mejor comprensión y análisis encaminados a la solución de problemas.

Una de las conceptualizaciones mayormente generalizadas sobre la salud, surgió a partir de la constitución de la Organización Mundial de la Salud (OMS) en 1946, donde fue definida como *“un estado de completo bienestar físico, mental y social y no meramente como la ausencia de enfermedad o incapacidad”*. Esta definición conlleva a entender a que la salud no sólo consiste en no estar enfermo, alude también a un estado de bienestar individual y colectivo dónde el aspecto médico constituye solamente una dimensión de la salud, puesto que entonces existen otros factores como la geografía, el clima, el trabajo, el ingreso, la alimentación, la educación, la vivienda, los valores éticos, entre otros que en conjunto inciden en esta condición de bienestar.

De igual manera, existen definiciones de ambiente dentro del marco de la salud y podemos resumirlo como *“Todo lo que es externo al individuo humano”* (Brunekreef, 2008). Podemos clasificar estas externalidades como físicas, químicas, biológicas, sociales, culturales, etc., cualquier cosa o todo lo que pueda influir en la condición de salud de la población. Esto incluye el agua que bebemos, el aire que respiramos, la comida que comemos, el suelo donde vivimos, las construcciones en las que nos asentamos y trabajamos. Dado que toda esta serie de factores pueden impactar de manera positiva o negativa sobre la salud humana, entonces la salud de una persona está determinada básicamente por dos factores: la genética y el ambiente.

Bajo la óptica de las definiciones anteriores, podemos entender que la especie humana es sensible a las condiciones del entorno y su desarrollo requiere del mantenimiento de determinados parámetros ambientales, dónde el estado de salud puede verse afectado por la capacidad de mantener estable la interacción entre las actividades humanas y los ambientes físico, químico y biológico (Figura 1-1)

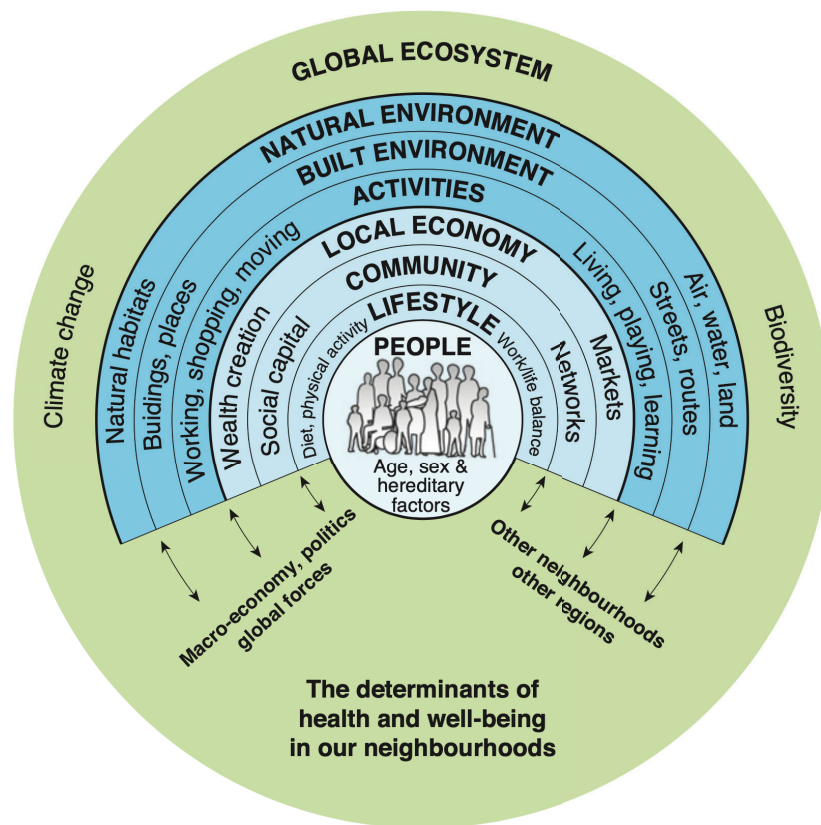
Figura 1-1. Interacción entre las actividades humanas y el ambiente físico y químico.



Fuente: Yassi, et al. 2001.

En el año 2006 se publica “el mapa de la salud” (Barton y Grant, 2006), aportando un nuevo enfoque que transforma totalmente la serie de interacciones propuestas en la figura anterior, coloca al entorno del individuo como el determinante de su salud y bienestar, identifica la separación de la planificación urbana sobre la salud humana, la construcción de entornos poco saludables tanto a escala local como global. El esquema general se muestra en la Figura 1-2 en dónde puede observarse cómo se posiciona a la población al centro del esquema, enfatiza cómo las facetas de un asentamiento humano se reflejan e influyen a partir de las condicionantes de la serie de esferas que le rodean, a través de variables sociales, económicas y ambientales o sea, son el resultado del ambiente construido en el que se encuentran inmersos y partícipes (Barton y Grant, 2006).

Figura 1-2. El mapa de la salud (*The health map*)



Fuente: Barton(2006)

Para las disciplinas de la salud, la comprensión del *ambiente construido* surge como una visión novedosa que replantea muchos de sus enfoques y abordajes, en el que esta construcción social influye o determina las condiciones de salud de la población. Sin embargo, la discusión teórica de la producción social del espacio y sus repercusiones sociales ha sido un tema abordado en la geografía desde hace tiempo. Lefebvre (1974) ubicaba a los sujetos bajo las condicionantes de las fuerzas productivas, de las relaciones de producción existentes en cada momento histórico y esa serie de dinámicas históricas provocan la reconstrucción de los espacios, es decir una dinámica espacial (Lefebvre, 1974). Esta serie de relaciones tienen como materia prima a la naturaleza, como un producto que se consume y es medio de producción, provocando redes de cambio, flujos de energías (materias primas) a escala local, regional, nacional, global, es decir, desarrollando el espacio a diversas escalas. Para Lefebvre esta visión y relaciones espaciales responde a una separación de la naturaleza y sociedad, pensamiento que podemos ver permeado en parte del sustento teórico del mapa de la salud esquematizado en la figura anterior. En consecuencia, el abordaje de la salud humana como una consecuencia determinada o influenciada por un *ambiente construido* aporta sólo una visión parcial del problema, entendiendo que dichos ambientes en realidad son el resultado de las relaciones de producción en un momento histórico determinado, en consecuencia, son estas relaciones de las fuerzas productivas las que terminan definiendo las condiciones de salud de la población.

Harvey (1977) también aportó al marco teórico de la construcción social del espacio, argumentando que el "*espacio creado reemplaza al espacio efectivo como principio predominante de organización geográfica*" (Harvey, 1977). Harvey asume al espacio como un subproducto social del modo de producción en el que su comprensión sólo es posible a partir de una geohistoria (Mahecha, 2003).

En años más recientes, podemos encontrar del mismo Harvey (2012) la definición de “segunda naturaleza” (Harvey, 2012), entendida como el resultado de la transformación de la naturaleza primigenia o virgen en nombre del “progreso”. Bajo esta conceptualización, el ambiente natural es reconfigurado a lo largo de la histórica intervención humana; pero es hasta el último siglo cuando la segunda naturaleza es transformada radicalmente y separada de sus primigenios antecedentes.

Retomando el vínculo con la salud, un dilema recurrente en la interacción de elementos en la construcción social del espacio está referida a la promoción de la salud y la protección del ambiente. Las posturas más “*extremas*” refieren que el control y límite en la explotación de recursos inhibe al individuo y a sus sociedades en el mejoramiento de la calidad de vida, lo que repercute e infringe sus derechos y libertades de mejorar su calidad de vida, por ende, de sus capacidades de mantener su salud. El otro extremo de esta posición argumenta que cualquier acción encaminada a la protección ambiental y a la conservación íntegra de los ecosistemas se justifica (Yassi et al., 2001). Un ambiente saludable es un requisito para el desarrollo sostenible y es un asunto multidisciplinario que compete a todo el mundo. El sector salud no podrá enfrentar los problemas de salud ambiental —ni qué decir de los problemas de salud pública o asistencial— por sí solo, es más, los mayores problemas del sector no son problemas originados en él, más bien, de otros sectores.

Como principio de primer orden de las Naciones Unidas (ONU) está el asegurar la supervivencia humana. Lo anterior también en consecuencia con la declaración universal de la ONU sobre derechos humanos que afirma que “*toda persona tiene derecho a un nivel de vida adecuado para la salud y bienestar de sí mismo y su familia, incluyendo el alimento, trabajo, educación, ropa, vivienda, salud pública, y los servicios*

sociales necesarios”. Su segundo principio establece “*El respeto a la naturaleza y control de la degradación ambiental*”. Este último debería orientar todas las actividades humanas, excepto cuando entre en conflicto con el primero (Naciones Unidas, 1948).

1.2.2. Epidemiología, epidemiología ambiental y salud ambiental

Para hablar de Salud Ambiental es necesario entender y ubicar a una serie de disciplinas y conceptos que se encuentran intrínsecamente relacionados, destacando primordialmente a la epidemiología ambiental y a la evaluación de riesgos.

La epidemiología es la base angular de la salud pública y estudia la distribución de la salud y la enfermedad en la población, así como las determinantes de su distribución. La epidemiología ambiental es una subespecialidad de la epidemiología cuyo objeto de análisis se centra en el estudio de los efectos en la salud de la población provocados por exposiciones ambientales (Brunekreef, 2008).

El principal propósito de los estudios en epidemiología ambiental es el de determinar si la exposición a algún factor o factores ambientales está asociada con un efecto o modificación del estado de salud. Si existe un efecto, es deseable poder mostrar la relación entre la exposición y la respuesta (Baker, 2008).

La epidemiología ambiental involucra la implementación de métodos y técnicas provenientes de otras disciplinas como la meteorología, química, física, microbiología o las ciencias ambientales con la finalidad de establecer estimaciones del nivel de exposición humana. Adicionalmente, se vale de elementos de la medicina clínica, bioquímica y fisiología para establecer impactos en salud. A través de la implementación de métodos matemáticos y estadísticos, la epidemiología ambiental integra e interpreta la información colectada vía las otras ciencias. La interpretación

de esta información para la implementación de acciones preventivas es uno de los desafíos más importantes para esta disciplina, ya que cuenta con la capacidad de proporcionar conocimiento que contribuya a la toma de decisiones y a la asignación de recursos a través de la generación de estimaciones cuantitativas en la reducción de riesgos que podrían preverse mediante el control de la exposición a ciertos peligros ambientales (Brunekreef, 2008; Brunekreef et al., 2008).

Brunekreef (2008) menciona que es útil visualizar a los estudios de epidemiología ambiental como la medición de las asociaciones entre el ambiente y la enfermedad. Identifica dos razones principales para la realización de un estudio: a) Interés por la presencia de ciertas enfermedades en una población cuya causa puede estar vinculada a problemas ambientales (enfermedad en busca de una causa); b) El interés a partir de problemas ambientales cuya repercusión puede tener efectos en la salud de la población (causa en busca de una enfermedad).

La epidemiología ambiental experimentó un crecimiento durante la segunda mitad del siglo XX abarcando áreas específicas de especialización dentro del campo epidemiológico y con base en ciertas enfermedades, de esta manera aparecieron subdivisiones como la epidemiología respiratoria, epidemiología del cáncer e incluso en mecanismos genéticos como la epidemiología genética. Actualmente la medición de las exposiciones en el espacio y el tiempo sigue siendo uno de los desafíos clave para esta disciplina. La rapidez en el desarrollo de nuevas tecnologías, la capacidad de procesamiento, la evolución de los diferentes tipos de análisis estadístico y la disponibilidad de datos han agudizado la necesidad de priorizar “lo que se debe hacer” sobre “lo que se podría hacer”, con la finalidad de obtener el máximo beneficio de salud pública (Tonne et al., 2017).

Existen varios aspectos relacionados con la exposición que han crecido fuera del campo de acción de la epidemiología. Por su parte, la epidemiología ambiental no pretende cubrir la totalidad de los factores externos que potencialmente influyan sobre la salud de la población, en su lugar, se centra en las características físicas, químicas y factores biológicos (no infecciosos) de nuestro entorno cotidiano (Brunekreef, 2008). Dadas las limitaciones anteriormente mencionadas, la Salud Ambiental se erige como un abordaje teórico metodológico que pretende trascender las fronteras del conocimiento de la epidemiología y epidemiología ambiental.

La salud ambiental en principio cubre todos los factores externos al cuerpo humano que potencialmente pueden afectar su salud. Es posible decir que su primordial interés está en identificar el impacto de las características e interacciones físicas, químicas, biológicas, socioeconómicas, históricas y espaciales de nuestro entorno cotidiano sobre la salud humana (Guidotti, 2018a, 2018b). De forma simple, se centra en el peligro, es decir busca responder interrogantes del tipo: ¿cuán tóxica o peligrosa es una exposición? ¿cuál es el riesgo? ¿quién es más susceptible? ¿quién es más vulnerable? ¿de dónde viene? ¿cómo puede interrumpirse la exposición?

La serie de cuestionamientos anteriores, han venido a reformular y enriquecer el planteamiento teórico de esta disciplina, la respuesta de cada una de las preguntas requiere de un vínculo con diversas disciplinas como la física, química, biología, sociología, economía y la geografía. Esta interacción de campos de conocimiento obliga a la salud ambiental hacia enfoques transdisciplinarios y sistemas complejos (Guidotti, 2018a; McCormick, 2020; Tonne et al., 2017).

La OMS define que la salud ambiental comprende aspectos de la salud humana (incluyendo a la calidad de vida), que son determinados por factores físicos, químicos, biológicas, sociales y psicosociales del ambiente. Así como también a la teoría

y práctica de evaluar, corregir, controlar y prevenir esos factores del ambiente que potencialmente pueden afectar de forma adversa la salud de las presentes y las futuras generaciones (Schaefer, 1993).

Riojas y colaboradores indican que la salud ambiental es la parte de la salud pública que se dedica al estudio y manejo de los determinantes ambientales sobre la salud poblacional (Riojas Rodríguez y Álamo Hernández, 2013). Bajo esta óptica, uno de los principales retos en este campo es el de determinar si existen riesgos en salud provocados por exposiciones (o alteraciones ambientales) así como la cuantificación de dicho riesgo. Estas tareas son llevadas a cabo mediante dos estrategias investigativas principales, por un lado, en los métodos de la epidemiología ambiental y por el otro, en la evaluación de riesgos.

De acuerdo con Guidotti (2018) la evolución del quehacer de la salud ambiental como disciplina está bajo el planteamiento de nuevos paradigmas que impactan y exigen el replanteamiento de muchos de sus abordajes metodológicos, esto requiere también redefinir conceptualmente lo que entendemos por salud ambiental, desde una perspectiva de influencia geográfica es posible definirla como: *La transdisciplina que estudia los riesgos a la salud de la población asociados a la degradación ambiental a diversas escalas de tiempo y del territorio, evalúa y propone transformaciones estructurales para la construcción social y dinámica de espacios saludables*. Esta definición busca conservar el modelo base de la salud ambiental “fuente-exposición-resultado” (Guidotti, 2018a) y a su vez posiciona el contexto territorial de análisis que todo estudio requiere. Por último, enfatiza la necesidad de transformaciones estructurales para la solución de problemas en escenarios sociales dinámicos, históricamente cambiantes como menciona Lefebvre (1974) y Harvey (2012) en sus textos mencionados al inicio de esta sección.

Dentro de la salud ambiental, existen una serie de términos que unifican el lenguaje en esta área, entre los principales podemos destacar:

Exposición. La exposición es interpretada como todo contacto que ocurre entre un peligro ambiental y el cuerpo humano. De manera más específica, en epidemiología ambiental, la exposición ambiental a una sustancia es generalmente definida como cualquier forma de contacto entre una sustancia en el ambiente (aire, agua, suelo) y el cuerpo humano (piel, tracto respiratorio). Para comprender la extensión de la exposición es importante, en estudios bajo este enfoque, entender las fuentes, vías y rutas de la sustancia de interés.

Agente. Sustancia capaz de producir un efecto físico, químico o biológico.

Vía de exposición. Es el mecanismo por medio del cual el tóxico entra en el organismo (ingestión, respiración o cutáneo).

Ruta de exposición. El curso físico que toma un contaminante en el ambiente desde el lugar donde se emite hasta que establece contacto con la población o individuo expuesto.

Dosis. Es una medida de la exposición y es referida como la cantidad de una sustancia que recibe el individuo o población y el tiempo durante el que estuvo expuesto en unidades expresadas como mg/kg/día.

Efecto. Entendido como una descripción genérica de cualquier cambio en el estado de salud que pueda estar vinculado a la exposición de un peligro ambiental.

Efecto a la salud. Desviación adversa de las funciones normales del organismo.

1.2.3. Evaluación de Riesgos

En el ámbito de la salud pública el riesgo habitualmente se define como la probabilidad de que se presenten efectos nocivos para la salud después de una exposición a un peligro o a un agresor. Y la evaluación de riesgo puede definirse como: “un proceso cuantitativo que es llevado a cabo para caracterizar la naturaleza y magnitud de los riesgos potenciales para la salud pública, a partir de la exposición a sustancias peligrosas, contaminantes o agentes liberados de sitios específicos” (Ize Lema et al., 2010; National Research Council (U.S.) et al., 2009). La evaluación de riesgos es considerada como un instrumento para asegurar que la toma de decisiones esté basada en la mejor evidencia científica disponible, y para ayudar a que los recursos económicos y humanos sean dirigidos hacia la atención de los peligros más significativos, aplicando programas y acciones de reducción de riesgos que sean costo-efectivos.

Actualmente existen diversas propuestas metodológicas para llevar a cabo una evaluación de riesgo para la salud en el área de salud ambiental, como la propuesta por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA por sus siglas en inglés), el estado de California de los Estados Unidos también tiene su esquema de abordaje de evaluación de riesgos³, o la propuesta por la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR por sus siglas en inglés) (ATSDR, 2005; US Environmental Protection Agency, 2011). Así como la *“metodología de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados”* propia para América Latina, adaptada de las propuestas de la EPA y de la ATSDR (Díaz Barriga, 1999).

³ <https://ww2.arb.ca.gov/hot-spots-risk-assessment>

En los últimos años se han desarrollado propuestas que amplían o redefinen la evaluación de riesgo debido a que los riesgos ambientales son cada día más complejos y multifacéticos, derivados de diferentes fuentes y circunstancias e inmersos en amplios sistemas sociales y económicos. Además, porque sus efectos no dependen únicamente de la magnitud y distribución de los peligros, sino también de la vulnerabilidad individual y colectiva de los afectados (D. Briggs y Stern, 2007; Künzli y Pérez, 2008; National Research Council (U.S.) et al., 2009).

Como ejemplo de estas propuestas la *“evaluación de riesgo integral”* combina en una sola evaluación, el proceso de estimación del riesgo en humanos, en biota y en recursos naturales (Bridges, 2003; Suter et al., 2005). Asimismo, Evans (2003) define el *“análisis comparativo de riesgos”* como: *“una evaluación sistemática de los cambios en la salud poblacional que pudieran resultar de la modificación de la distribución de las exposiciones de la población a factores de riesgo o a un grupo de factores de riesgo”*. El propósito de éste tipo de análisis, es el de priorizar los riesgos más importantes tanto para la comunidad como para el medio ambiente, con la participación de los diferentes actores (autoridades, académicos, industria, organizaciones no gubernamentales y grupos de la comunidad afectados por los riesgos ambientales) (Evans et al., 2003; Ize Lema et al., 2010). También, autores como Bonano (2000) y colaboradores proponen un enfoque que combina la evaluación de riesgo con teorías decisionales, e incluye igualmente la participación de diferentes actores, además de considerar los efectos socioeconómicos y culturales en la búsqueda de alternativas para la remediación de los sitios contaminados (Bonano et al., 2000). De igual forma, la *“evaluación de impacto en la salud”* se enfoca más en las políticas o intervenciones que en los agentes o los eventos (D. J. Briggs, 2008).

Finalmente, la *“evaluación integral del impacto del ambiente en la salud”* combina en un marco conceptual las diferentes alternativas de evaluación de riesgo en la

salud mencionadas en los párrafos anteriores (D. J. Briggs, 2008). Briggs hace énfasis en que la gestión y el control de los problemas de salud ambiental requieren de la participación integral y colaborativa de los diferentes actores involucrados, y en que la manera de actuar y de involucrarse de cada uno de estos actores dependerá de la percepción que tengan del peligro, del cómo les puede afectar y del papel que tengan dentro del complejo sistema de respuesta.

El marco conceptual de (D. J. Briggs, 2008), al igual que algunos de los modelos que guían las intervenciones en promoción de la salud como es el caso del modelo PRECEDE-PROCEED (*Predisposing, Reinforcing and Enabling Constructs in Educational/ Ecological Diagnosis and Evaluation Policy*) (Green et al., 2005), tiene un enfoque ecológico e integrador, basado en la teoría de sistemas, que considera la interacción del individuo con su ambiente social y físico, y varios niveles de análisis y de intervención.

De acuerdo con la OMS es posible identificar algunos tipos de análisis derivados de la evaluación riesgos tales como la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA por sus siglas en inglés), la Evaluación Estratégica Ambiental (SEA por sus siglas en inglés), la Evaluación de Impacto Social (SIA por sus siglas en inglés), la Evaluación de Impacto Integrado (IIA por sus siglas en inglés) y la Evaluación de Impacto en Salud (HIA por sus siglas en inglés) (WHO, s. f.).

1.2.4. Enfoque geográfico de la salud ambiental

El Enfoque Geográfico de la Salud Ambiental es un concepto que Jerrett y colaboradores proponen como marco conceptual en epidemiología y salud pública, cuyo campo analítico se compone de 4 elementos interrelacionados que son: 1. La geo-

grafía de la susceptibilidad; 2) Geografía de la exposición; 3) Geografía de la adaptación y 4) Geografía del riesgo que se conforma por la intersección de los primeros tres elementos.

La finalidad de este abordaje se centra en la explicación de los aspectos cualitativos y cuantitativos de los riesgos ambientales en la salud humana y cómo desde la disciplina geográfica (al igual que los geógrafos de la salud), pueden adentrarse en la evaluación de los riesgos a partir de exposiciones ambientales (Jerrett et al., 2005, 2010a).

En este enfoque convergen términos, métodos y campos disciplinarios que se encuentran implícitos unos de otros, dónde los límites de unos respecto a otros no son claros. Sin embargo, las relaciones e interacciones entre ellos son visibles y comparten similares objetivos. Tal es el caso de la Geografía de la Salud y la Salud Ambiental como disciplinas o el análisis espacial y la epidemiología espacial como métodos que permiten la descripción y variación de las enfermedades con respecto a factores de riesgo ambientales, sociodemográficos y conductuales, abarcando técnicas de análisis como el mapeo de la distribución de las enfermedades (disease mapping) , estudios de correlación y autocorrelación, interpolación, así como la agregación espacial de los eventos en salud de interés. De igual manera, confluyen técnicas de análisis estadístico de los campos de la estadística, bioestadística y geoestadística (ATSDR, 2005).

Lo anterior, deja en evidencia que bajo este nuevo enfoque geográfico la salud ambiental se complementa, ve enriquecido su campo de acción y análisis a fin de estudiar y modelar espacialmente los fenómenos de riesgo en salud a partir de exposiciones ambientales, dejando una clara diferencia con el enfoque tradicional de la salud ambiental dónde la mayor parte de su peso metodológico de análisis

recae en los diseños y métodos epidemiológicos clásicos (Jarup y Best, 2008; Jerrett et al., 2010a).

En estudios de este tipo, el análisis espacial juega un rol preponderante y converge con los métodos y diseños de análisis de la epidemiología espacial comúnmente agregados en:

Mapeo de enfermedades (disease mapping). Este tipo de estudios y análisis provee de información básica y descriptiva que sirve de base para el análisis de eventos en salud, permite visualizar patrones en el espacio y tiempo, así como también resulta de gran utilidad para explorar inicialmente las relaciones entre la exposición y el evento en salud de interés. Las tasas de incidencia y mortalidad representan dos claros ejemplos de este tipo de abordaje.

Sobreposición de información geográfica. Representa una de las formas más básicas del modelaje espacial. Consiste en la sobreposición de capas cartográficas con atributos (datos) de interés a intersectar, generando a partir de ello una nueva capa de información. Comúnmente se unen elementos de interés que produzcan o muestren a través de la generación de uno nuevo, la información, patrones o localización de eventos de interés. Con el auge de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) este tipo de análisis se ha convertido en uno de los más utilizados.

Autocorrelación. La esencia de este tipo de estudios se captura perfectamente a través de la primera ley de la Geografía, o principio de autocorrelación espacial que fue formulado por el geógrafo Waldo Tobler indicando lo siguiente: *“todas las cosas están relacionadas entre sí, pero las cosas más próximas en el espacio tienen una relación mayor que las distantes”*.

La autocorrelación espacial analiza la localización geográfica y valores hallados en una variable, para determinar si el patrón de distribución espacial de los valores dista de ser meramente aleatorio o siguen un patrón de agrupamiento.

Interpolación. Es el procedimiento por el cual los valores de sitios (puntos, líneas o áreas en un SIG) conocidos, son utilizados para inferir los valores en puntos desconocidos (no muestreados). Entre los modelos más utilizados se encuentran los polígonos de Thiessen, el Inverso de la Distancia Ponderado (IDW por sus siglas en inglés) y Kriging. Este tipo de modelos es comúnmente utilizado en estudios epidemiológicos para estimar los probables valores a los cuales se expone un individuo o población. Además de permitir generar espacios continuos para los casos de dispersión de contaminantes ambientales.

1.2.4.1 Geografía de la susceptibilidad

Esta puede ser dividida en dos ejes conductores: de composición y de contexto. Ambos enfoques se encuentran inmersos en la variada literatura internacional que busca la explicación más allá de las características individuales que “componen” un lugar o un sujeto a partir del “contexto” del lugar o del sujeto y su influencia sobre el (Comber et al., 2011; Costa-Font y Hernández-Quevedo, 2012).

La composición está caracterizada por la agregación de individuos o lugares que comparten atributos espaciales medidas a través de intervalos, proporciones o totales como pueden ser tamaño de la población, tasas de mortalidad, índices de contaminación, severidad de efectos, tipo de suelo, entre otros. Estos atributos, ante determinados contextos pueden incrementar o disminuir la severidad de los efectos en salud (Jerrett et al., 2010b).

El contexto involucra las características espaciales como es la geolocalización y las influencias de esta sobre los eventos en salud a partir de la estimación de riesgos expresados a través de estimaciones estadísticas (Jerrett et al., 2010b).

1.2.4.2 Geografía de la Exposición

La geografía de la exposición es desarrollada a variadas escalas espaciales y temporales, y a diferentes coberturas que van de lo local a lo regional, en microambientes, ambientes urbanos, rurales y otros. Se consideran aspectos como la temporalidad tanto a corto como a largo plazo. La exposición puede partir de los métodos adoptados en el campo de la salud ambiental, pero con un enfoque de lo que se denomina en este capítulo como enfoque geográfico de la salud ambiental. Esto implica la adopción de los enfoques clásicos de los diseños epidemiológicos, de los métodos de evaluación de riesgos, de análisis geoestadístico y de análisis espacial (Jerrett et al., 2010b).

1.2.4.3 Geografía de la adaptación

Construida a partir de las distintas respuestas sociales que se dan en los diferentes contextos en los que la susceptibilidad y la exposición se conjuntan. Identificable a partir de la gestión ambiental y de salud de los distintos espacios en los que las actividades humanas se desarrollan, así como también de las distintas actividades de presión social encaminadas a la búsqueda del bienestar social y los efectos transformados en política social (Kulkarni y Subramanian, 2010).

1.2.4.4 Geografía del Riesgo

La premisa fundamental se basa en la superposición espacial entre la susceptibilidad, la exposición y la adaptación. Este paso clave del método, es particularmente sensible a la disponibilidad y calidad de la información disponible para el análisis es cada uno de los componentes. Esta serie de problema puede ir desde problemas

de temporalidad, escala, límites espaciales, deficiencias en la recolección de información y/o inexistencia de información. Anselin señala que este problema es particularmente agudo puesto que los datos de los estudios ambientales operan o se recogen en escalas diferentes que los de los sistemas naturales o de los sistemas sociales (Anselin, 2001).

La revisión de la literatura de geografía del riesgo y la de evaluación de riesgo en salud, denota un hueco en la vinculación de ambos enfoques, podemos encontrar una serie de trabajos realizadas desde ambas perspectivas que en el caso de los primeros se enfocan primordialmente a la descripción de riesgos potenciales por desastres naturales o a la descripción de la degradación ambiental de diferentes espacios geográficos. Por su parte la evaluación de riesgos en salud se enfoca al entendimiento de cómo un contaminante se moviliza desde su emisión hasta que ingresa al organismo del ser humano y para estimar la exposición utiliza mediciones disponibles de contaminantes de interés.

La vinculación de ambos enfoques no es común en la literatura y menos aún desde un enfoque de cuencas. Dado que la cuenca es un espacio natural que lejos de dividir une, que genera interconexiones de diversa complejidad y que representa la unidad de análisis óptima para la implementación de políticas públicas de carácter regional, es importante la generación de una metodología que conjunte lo mejor de ambos enfoques para el entendimiento y conservación ambiental y a su vez para la prevención de riesgos en salud de la población que habita en esos espacios.

1.3. Degradación ambiental

Desde una perspectiva geográfica podemos hablar y entender al entorno natural como algo permanentemente transformado por la acción humana, al grado de crear formas humanizadas sobre la naturaleza, sedimentando capas de socialización

unas dentro de otras y una sobre la otra, hasta que resulta un paisaje complejo natural-social. De esta forma, la *"relación"* entre sociedad y naturaleza se convierte en un sistema total, un complejo de interrelaciones dónde, desde la perspectiva de la geografía puede entenderse y analizarse como el estudio de las interrelaciones naturaleza-sociedad (Peet, 1998).

Desde esta óptica es posible entender cómo *"el espacio creado"* (por las acciones humanas, reemplaza al *"espacio efectivo"* como un principio predominante de organización geográfica (Harvey, 1977). Desde esta visión y acorde con Harvey, es posible afirmar que (independientemente de toda visión cuantitativa) la modificación y alteración del entorno natural ha producido algo denominado como "segunda naturaleza", esto es, naturaleza remodelada por la acción humana.

Justo es la intensidad de estas intervenciones humanas, las que nos permiten desde diversas disciplinas el evaluar el "grado" de alteración de los entornos modificados. La presión excesiva sobre la denominada "segunda naturaleza" ha sido, a nuestro parecer, perfectamente definida por Bolívar Echeverría como: Esta forma de *"humanismo, debe entenderse como un antropocentrismo exacerbado: como antropología..."* (Echeverría, 2010).

1.4. Contaminación y contaminantes del aire

Un contaminante del aire puede definirse como "cualquier sustancia que puede causar daño al ser humano, a los animales, a la vegetación o a los materiales" (Kampa y Castanas, 2008). Se entiende a la contaminación atmosférica como aquel proceso en el que en un espacio determinado se emite (principalmente por actividades antropogénicas) una variedad y cantidad de sustancias al aire ambiente en cantidad y frecuencia que excede los procesos naturales para su transformación,

precipitación (lluvia o nieve) y deposición o dilución a través del viento y movimiento del aire (Yassi et al., 2001). Los contaminantes del aire difieren en su composición química, reactividad, persistencia en el ambiente, habilidad para transportarse a cortas y largas distancias y en su eventual impacto en la salud (Curtis et al., 2006). Dependiendo del interés y necesidades, es posible clasificar y analizar a los contaminantes del aire de diversas formas, ya sea de acuerdo con su composición, a su estado físico, a su origen o por propósitos regulatorios y de gestión.

1.4.1. Por su composición

Bajo este enfoque es posible identificar a los compuestos orgánicos volátiles como el benceno, bifenilos policlorados, dioxinas, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), hidrofluorocarbonos (HFC) entre otros. También encontramos gases inorgánicos como el ozono (O_3), monóxido de carbono (CO), dióxido de azufre (SO_2), óxidos de nitrógeno (NO_x), etc. Impurezas vivas como polen, parásitos, virus, bacterias, hongos, etc. Material particulado conteniendo metales pesados como el plomo (Pb), arsénico (As), polvo, cadmio, entre otros.

1.4.2. Por su estado físico

Bajo esta consideración, es posible analizar a las partículas de acuerdo con el estado que guardan, pudiendo ser en fase sólida o líquida. A partir del estado en que se encuentren es posible analizarlas, medirlas, cuantificarlas (partículas filtrables o partículas condensables), revisar sus características aerodinámicas, tiempo medio de permanencia en la atmósfera, definir su origen, evaluar sus potenciales efectos a la salud, etc. Este abordaje cobra importancia pues a partir de las características físicas de las partículas es posible entender la dinámica de ellas, un ejemplo de ello son las partículas nucleadas (generadas por coagulación) tienen una vida media de

solo algunas horas, ya que rápidamente se coagulan o aumentan de tamaño porque otras sustancias se condensan sobre ellas.

1.4.3. Por su origen

Bajo esta óptica se encuentran los contaminantes primarios y secundarios. Los contaminantes primarios son aquellos que son emitidos a la atmósfera directamente de una fuente ya sea como producto de los procesos naturales de la tierra (fuente natural) o como resultado de actividades humanas (fuentes antropogénicas). Una fuente natural puede entenderse como un incendio forestal, actividad volcánica, polen, erosión de suelos, etc. Las fuentes antropogénicas pueden a su vez clasificarse como fuentes móviles, fuentes fijas y fuentes de área. Las fuentes móviles se refieren a emisiones generadas a partir de la movilización aérea, marítima y terrestre. Las fuentes fijas comprenden a plantas de energía y a actividad industrial en general. Las fuentes de área abarcan aquellas fuentes pequeñas que en conjunto pueden afectar la calidad del aire de un área o región. Por otro lado, los contaminantes secundarios son aquellos que se generan en la atmósfera como resultado de reacciones químicas y fotoquímicas de los contaminantes primarios emitidos al aire.

1.4.4. Por propósitos de gestión y control

Esta forma de abordar a los contaminantes atmosféricos es la que los tomadores de decisión utilizan para vigilar la calidad del aire, así como para el planteamiento de estrategias con metas definidas de reducción y control. En esta clasificación se encuentran los gases de efecto invernadero (*GEI*), los contaminantes tóxicos y los contaminantes criterio.

Los GEI son gases de la atmósfera, de origen natural o antropogénico, que absorben y emiten radiación en determinadas longitudes de onda del espectro electromagnético. Gases, como el vapor de agua, el dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), carbono negro, clorofluorocarbonos (CFC) y el ozono troposférico entre otros, son objeto de vigilancia y estrategias de control por parte de países e instancias internacionales dada su importancia para mantener la estabilidad climática del planeta.

Los contaminantes tóxicos son sustancias primordialmente de origen antropogénico como el benceno, tolueno, xileno, compuestos orgánicos volátiles, dioxinas, HAPs, metales pesados y otros cuyo impacto en la salud de la población es generalmente de carácter genotóxico y mutagénico.

Por último, los contaminantes criterio son aquellos que a escala internacional y a escala de país se encuentran sujetos a regulaciones, leyes o estándares que definen el límite máximo permisible de la concentración de un contaminante en el aire ambiente, con finalidad de proteger la salud humana. En México los contaminantes criterio que son regulados por alguna Norma Oficial Mexicana (NOM) son: Ozono (O₃), partículas menores a 10 micrómetros (PM₁₀), partículas menores a 2.5 micrómetros (PM_{2.5}), monóxido de carbono (CO), dióxido de azufre (SO₂), dióxido de nitrógeno (NO₂) y plomo (Pb).

1.4.5. Partículas menores a 2.5 micrómetros (PM_{2.5})

El material particulado consiste en una mezcla heterogénea de partículas sólidas y líquidas suspendidas en el aire ambiente en distintas variedades de forma, tamaño, origen y composición. Mientras las partículas más grandes pueden permanecer en suspensión algunos minutos y recorrer distancias cortas, las más pequeñas pueden permanecer en suspensión por mayores periodos de tiempo, pueden ser días o

semanas y pueden recorrer grandes distancias que van de los 100 a los 1000 km (Kim et al., 2015).

Las partículas pueden ser emitidas directamente por las fuentes de emisión (partículas primarias) o producirse a partir de la transformación de gases y vapores en el aire ambiente (partículas secundarias). Las actividades antropogénicas constituyen la principal fuente de emisión de este contaminante, destacan el uso de vehículos automotores, calentadores domésticos, termoeléctricas, etc., y sus fuentes naturales incluyen los incendios y la resuspensión del polvo (WHO, 2006).

Las partículas suspendidas pueden clasificarse por su tamaño, sin embargo, debido a que tienen una infinidad de formas no es posible caracterizarlas con una sola dimensión geométrica real. Por ello, se utiliza el diámetro aerodinámico como un indicador del tamaño de la partícula y varía desde 0.005 hasta 100 micrómetros de diámetro aerodinámico (WHO, 2006).

De acuerdo a su tamaño las partículas pueden clasificarse en partículas suspendidas totales (PST) las cuales son menores de 100 μm de diámetro aerodinámico; en partículas menores a 10 μm (PM_{10}), las cuales a su vez se pueden dividir, por su tamaño, en las fracciones gruesa (entre 2.5 y 10 μm - $\text{PM}_{2.5-10}$ -), fina (<2.5 μm - $\text{PM}_{2.5}$ -) y ultrafina (<1 μm) (Yassi et al., 2001).

La composición de las $\text{PM}_{2.5}$ es diversa, puede incluir nitratos, sulfatos, carbono elemental (EC) y orgánico (OC), compuestos orgánicos (por ejemplo, hidrocarburos aromáticos policíclicos), compuestos biológicos (por ejemplo, endotoxina, fragmentos celulares); y metales (por ejemplo, hierro, cobre, níquel, zinc y vanadio) (Kim et al., 2015).

Entre las principales fuentes de emisión de $PM_{2.5}$ está la quema de combustibles fósiles (por ejemplo, carbón, petróleo, gasolina), de la transformación de productos (NO_x , SO_2); de compuestos orgánicos, incluyendo orgánicos biogénicos (por ejemplo, terpenos); a partir de procesos de alta temperatura (fundiciones y acereras).

Por sus efectos a la salud humana, las $PM_{2.5}$ constituyen la fracción más importante, su composición, puede resultar compleja y tóxica para la salud humana, la peculiaridad de su tamaño está ligado a su propio potencial para causar daños a la salud (Yassi et al., 2001).

1.4.6. Ozono (O_3)

El ozono es un contaminante secundario, esto implica que este contaminante no es emitido directamente por fuentes primarias, se produce a partir de una serie de reacciones complejas en la atmósfera, activadas por la energía transferida a las moléculas de dióxido de nitrógeno proveniente de la luz solar. La concentración del ozono depende de varios factores: intensidad de la radiación solar, convección atmosférica, altura de la capa de mezcla, concentración y la proporción de los compuestos orgánicos volátiles, hidrocarburos y los óxidos de nitrógeno (Secretaría del Medio Ambiente, 2012).

Tanto el O_3 como sus precursores son contaminantes altamente relacionados con las emisiones provenientes del tránsito vehicular, por ello es uno de los contaminantes atmosféricos más importantes en zonas urbanas. La concentración de ozono depende de la presencia y abundancia de sus precursores, posee la capacidad de oxidar materiales, siendo el principal oxidante del smog; puede viajar miles de kilómetros y su vida media es de 1-2 semanas en verano y de 1-2 meses en invierno (Curtis et al., 2006).

1.5. Efectos a la salud asociados a la exposición a contaminantes del aire.

El efecto de la contaminación atmosférica en la salud humana se encuentra ampliamente documentado en la literatura científica internacional. A escala global, se estima que la exposición a contaminantes del aire en ambientes extramuros provocó alrededor de 4.2 millones de muertes prematuras durante el año 2016, el 91% de estos casos ocurrieron en países de bajos y medianos ingresos (WHO, 2018).

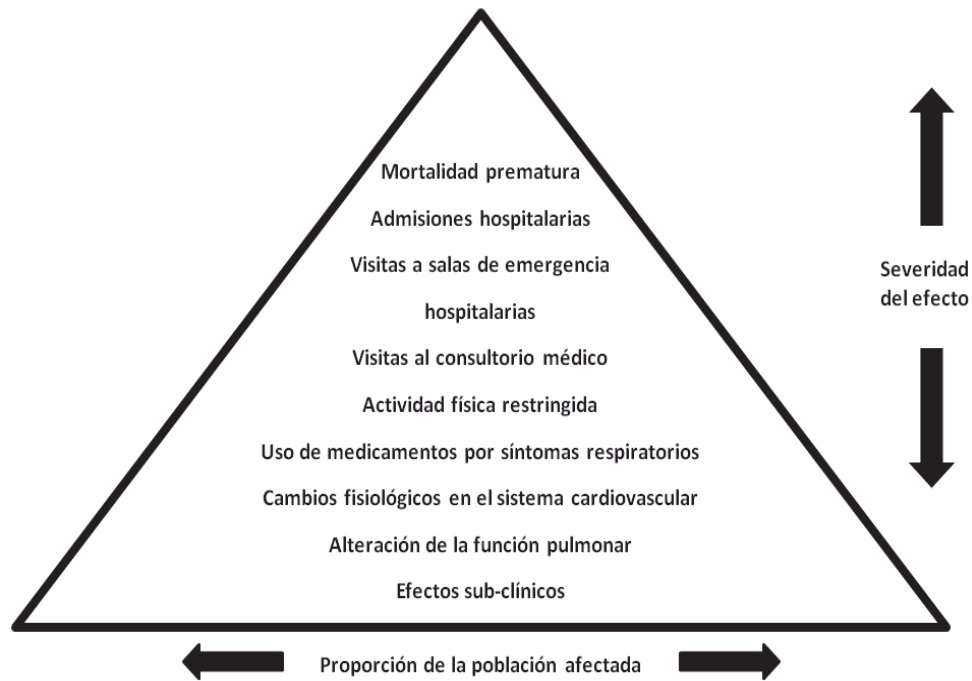
Durante el año 2016, el 58% de las muertes prematuras atribuibles a contaminación del aire se vincularon a cardiopatías isquémicas y accidentes cerebrovasculares, el 18% se debió a infecciones de vías respiratorias bajas y a enfermedad pulmonar obstructiva crónica, otro 6% también fue debido a cáncer de pulmón (WHO, 2018).

En el año 2013, el órgano de la OMS denominado Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (CIIC o IARC por sus siglas en inglés), clasificó a la contaminación del aire como carcinógeno para los humanos (Grupo I), argumentando que existe evidencia suficiente de que la exposición es causal de cáncer de pulmón, esta clasificación aplica a todas las regiones del mundo.

Desde la última actualización de las guías de calidad del aire de la OMS del año 2005 se reconoció que no existe un umbral o límite bajo el cual no exista riesgo para la salud derivado de la exposición a la contaminación extramuros, el riesgo persiste aún a concentraciones muy bajas (WHO, 2006).

La Figura 1-3 muestra cómo la proporción de la población afectada por la contaminación atmosférica cambia de acuerdo a la severidad del efecto observado así como también la escala de efectos en salud vinculados a la exposición, que puede ir desde leves malestares y efectos subclínicos, hasta llegar al grado de afectación más alto que culmina con la muerte prematura (Bates et al., 2003).

Figura 1-3. Pirámide de efectos de la contaminación del aire sobre la población.



Fuente: WHO. Air quality guidelines, 2005.

Los efectos en salud asociados a la exposición a contaminantes atmosféricos pueden separarse en efectos agudos y efectos crónicos, además pueden clasificarse de acuerdo al sistema afectado, es decir en: efectos en el sistema respiratorio, en el sistema cardiovascular, del sistema reproductivo, del desarrollo, neurológico y otros efectos en salud (Kampa y Castanas, 2008; Schraufnagel et al., 2019).

La exposición a contaminantes del aire se asocia con incrementos en la mortalidad y morbilidad por causas cardiovasculares y respiratorias, con algunos tipos de cáncer, con efectos reproductivos, efectos del desarrollo y con efectos (Landrigan et al., 2018; Schraufnagel et al., 2019). La exposición durante el embarazo y durante los periodos tempranos de la vida se han asociado con nacimiento prematuro, retraso en el crecimiento intrauterino, bajo peso al nacer, síndrome de muerte temprana y mortalidad infantil (Landrigan et al., 2018; Schraufnagel et al., 2019).

Estudios desarrollados en México, principalmente en la *ZMVM*, han documentado efectos asociados a la mortalidad y morbilidad de la población por síntomas respiratorios, disminución de la función pulmonar, *EPOC*, hospitalizaciones, ausentismo escolar, entre otros (Barraza-Villarreal et al., 2008; Carbajal-Arroyo et al., 2011; Hernández-Cadena et al., 2009; Linares et al., 2010; Loomis et al., 1999; Rojas-Martinez et al., 2007; Romieu et al., 1992, 1996; Sarnat et al., 2012)

1.5.1. $PM_{2.5}$: Efectos en salud asociados

Existe una cantidad importante de estudios que documentan los efectos agudos y crónicos asociados a la exposición a $PM_{2.5}$. El efecto en salud puede variar por la fuente de la partícula, la composición de la partícula, la concentración, el microambiente de exposición, el flujo respiratorio entre otras. A continuación, se detallan las causas más comunes asociadas a la exposición.

Efectos agudos. Incremento de admisiones hospitalarias, incremento en las visitas a urgencias, síntomas respiratorios, dificultad para respirar (disnea), exacerbación de episodios asmáticos, tos, sibilancias, uso de medicamentos en asmáticos, infartos (Feng et al., 2016; Schraufnagel et al., 2019).

Efectos crónicos. incremento de la mortalidad general, Enfermedades respiratorias, *EPOC*, enfermedades cardiovasculares y eventos cerebrovasculares, disminución de la función pulmonar, bajo peso al nacer, parto prematuro, angina de pecho, enfermedades isquémicas del corazón, disminución de la variabilidad cardiaca, mortalidad prematura, ausentismo laboral, daño neurológico, cáncer de pulmón (Feng et al., 2016; Schraufnagel et al., 2019).

1.5.2. Ozono: Efectos en salud asociados

Los efectos en salud provocados por la exposición a ozono pueden variar a partir de la concentración a la que se exponga la población, así como el tiempo de exposición. A continuación, se detallan las causas más comunes asociadas a este contaminante.

Efectos agudos: incremento en las admisiones hospitalarias, visitas a urgencia por infecciones respiratorias, disminución de la capacidad respiratoria, inflamación de las vías aéreas altas, variabilidad de frecuencia cardiaca, exacerbación de episodios asmáticos, uso de medicamento en asmáticos, bronquitis, actividad restringida en todas las edades, puede agravar problemas de pulmón, asma, enfisema, epoc y/o bronquitis crónica (WHO Regional Office for Europe, 2013; Zhang et al., 2019).

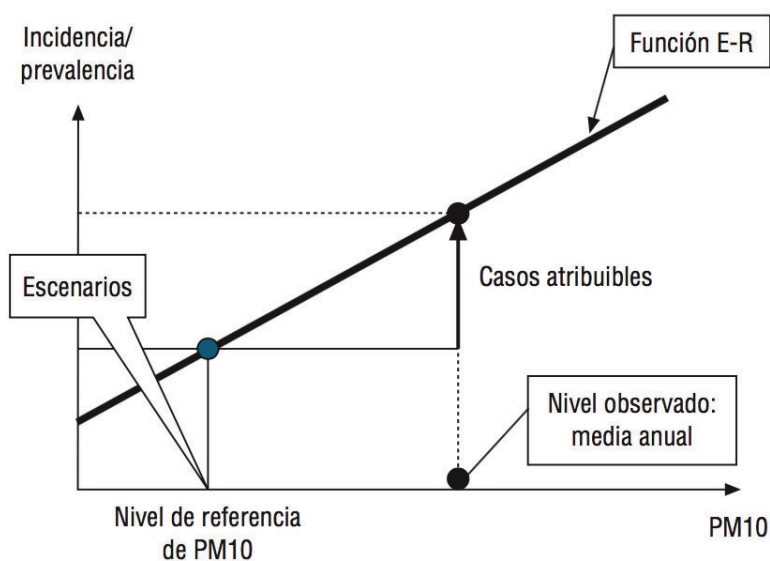
Efectos crónicos: De manera opuesta a los efectos agudos, los efectos en salud asociados a la exposición crónica a ozono son aún limitados (Nuvolone et al., 2018). Dado que no existe un valor guía OMS para exposición crónica, los estudios epidemiológicos son realizados con métricas de exposición no estandarizadas que van de promedio anual de los valores horarios máximos diarios, promedio anual de los máximos promedios móviles de 8 horas diarios, promedios ponderados estacionales o el indicador SOMO35 que considera las excedencias diarias de 35 ppb como punto de corte. Para exposición crónica las causas asociadas a ozono son el incremento de la mortalidad general, cardiovascular, respiratoria, neumonía, influenza, y EPOC; así como disminución de la función pulmonar, estrés oxidativo, bronquitis crónica, cambios celulares asociados a neoplasias, alteración de la longitud de los telómeros, alteración de la expresión genética implicada en el daño y reparación del ADN, daño al sistema inmune y estrés oxidativo (Schraufnagel et al., 2019; WHO Regional Office for Europe, 2013).

1.6. Evaluación de Impacto en Salud

En salud ambiental, las evaluaciones de impacto ayudan a traducir los resultados de estudios epidemiológicos en número de eventos evitables (muertes evitables, hospitalizaciones evitables, etc.) considerando valores contrafactuales de referencia (normas, recomendaciones OMS) o escenarios hipotéticos de reducción de contaminantes atmosféricos, con la finalidad de facilitar la toma de decisiones relacionadas a la política y normatividad ambiental.

En diversas partes del mundo se han aplicado diversos abordajes metodológicos con el objeto de cuantificar los impactos provocados por la contaminación del aire sobre la salud pública. La Evaluación de Impacto en Salud (EIS) se ha erigido como uno de los abordajes metodológicos más utilizados en el mundo, ha demostrado ser una útil herramienta para la toma de decisiones, con un sólido sustento científico que permite evidenciar la repercusión de la calidad de aire en la mortalidad y morbilidad de la población así como para estimar los costos económicos atribuidos a ello (Ballester et al., 2008; Elena Boldo et al., 2011).

Figura 1-4. Modelo básico de una EIS



Fuente: Boldo(2005).

La *EIS* se define como “una combinación de procedimientos, métodos y herramientas mediante las cuales, una política, un programa o un proyecto pueden ser juzgados respecto a sus potenciales efectos en la salud de la población”. La cuantificación de los eventos en salud atribuibles y/o evitables se realiza a partir de la comparación de escenarios hipotéticos (Figura 1-4) de mejoramiento de la calidad del aire lo que permite el planteamiento y planificación de metas a corto, mediano y largo plazo (E. Boldo et al., 2005).

La *EIS* implica la cuantificación de la carga de enfermedad esperada debida a una exposición en una población concreta. Por ello, aunque los cambios previstos por la aplicación de una acción en salud pública pueden ser cualitativos o cuantitativos, para su incorporación en la *EIS* siempre deben ser cuantificables (Organización Panamericana de la Salud, 2013).

El método clásico de *EIS* cuantifica a corto y largo plazo, el impacto en la salud asociado a la exposición de la población a contaminantes del aire, considerando cinco procesos básicos (Sylvia Medina et al., 2013):

- a) Selección de la Función de Concentración-Respuesta (*FCR*). Proveniente de estudios epidemiológicos, identifica la asociación cuantitativa entre la exposición y el efecto en la salud, como pueden ser los riesgos relativos (*RR*).
- b) Estimar la concentración y distribución espacial del contaminante atmosférico de análisis, a fin de establecer la magnitud de la concentración a la que la población de estudio se encuentra expuesta.
- c) Obtención de información de mortalidad y/o morbilidad de los indicadores de salud seleccionados. Se colectan bases de datos que revelen la frecuencia por año y para las causas seleccionadas en la población de análisis.
- d) Cálculo de casos atribuibles.

1.6.1. Estimación de la exposición en estudios de impacto en salud

Cuantificar la concentración a la cuál se encuentra expuesta una población en un tiempo y espacio determinado representa uno de los principales retos e insumos en la *EIS*. La diferencia entre la concentración contrafactual y la exposición estimada determina, en gran parte, la magnitud de los impactos y de ahí la importancia en su cuantificación.

Dada la importancia de esa parte del proceso, los estudios de impacto en salud abordan enfoques metodológicos que les permitan una estimación de la exposición con la menor incertidumbre posible. En años recientes, el uso de información de imágenes de satélite se ha venido consolidando como uno de los métodos más utilizados para este propósito. Otros métodos comunes que es posible ubicar en la literatura científica son el uso de software especializado, el modelaje geoestadístico y/o la combinación de varios de ellos (Malmqvist et al., 2018).

En las *EIS* es posible ubicar dos tipos de abordajes para la estimación de la exposición. Por un lado, las realizadas a partir de mediciones de estaciones de monitoreo y por otro a las realizadas por modelación de la exposición. Para ambos enfoques los datos de monitoreo constituyen el principal insumo para el análisis, en Europa y Estados Unidos se valen de esta información al contar con un número amplio de sitios de medición para diversos contaminantes, hecho que se ve limitado en países como México y América Latina en dónde el número estaciones de monitoreo es limitado (Riojas-Rodríguez, da Silva, et al., 2016). El segundo enfoque tiene generalmente como común denominador la estimación en celdas (*grids*) de diversa escala, como por ejemplo 1 km x 1 km, variando el método de modelación que va desde los modelos de dispersión, geoestadísticos, modelos Land Use Regression

(LUR por sus siglas en inglés) y en años recientes a partir del uso de imágenes de satélite (Lehtomäki et al., 2018; Malmqvist et al., 2018; Mitis et al., 2007).

La estimación de la concentración de contaminantes del aire a partir de datos de satélite es actualmente una práctica común en la epidemiología ambiental y particularmente en la salud ambiental (Sorek-Hamer et al., 2016). Se han desarrollado diversos abordajes que permiten la estimación a diferentes escalas de análisis, en mallas que varían en extensión dependiendo del sensor e interés del grupo de investigación, a resoluciones comúnmente de 1 km por un 1 km o de 0.01° grados de latitud y longitud. Algunos abordajes integran el resultado obtenido como una variable adicional para el modelaje estadístico (*modelos híbridos*), buscando mejorar la precisión de la estimación (Just et al., 2015; Sorek-Hamer et al., 2016).

La modelación estadística también es práctica común para la estimación de la exposición a contaminantes del aire. En salud ambiental los modelos basados en uso de suelo (*Land Use Regression – LUR*) se utilizan con frecuencia para estimar la exposición a escala personal, local, regional e incluso global (Son et al., 2018; Wang et al., 2016). Los modelos *LUR* se basan en el principio de que la concentración de un contaminante en cualquier ubicación depende de las características ambientales de la zona que lo rodea (por ejemplo, uso de suelo), especialmente de aquellos factores que influyen o reflejan la intensidad de emisión y eficiencia de la dispersión. La información se modela estadísticamente, utilizando la concentración del contaminante como variable dependiente y las variables de uso de suelo, tráfico, vialidad, topografía, etc. como variables independientes (Hoek et al., 2008; Wang et al., 2016).

Tanto las modelaciones satelitales como los modelos *LUR* no han sido aún utilizados en México y América Latina para la estimación de la exposición en EIS, aunque

estos modelos sí se han utilizado en estudios del área de la salud ambiental, generalmente en estos estudios, este componente es desarrollado por investigadores de países como los Estados Unidos y/o Europa, lo que provoca una dependencia metodológica-técnica en los equipos locales de investigación.

Con excepción de las estimaciones de exposición a partir de mediciones de monitoreo y hasta antes de los modelos LUR, los métodos geoestadísticos y los modelos de dispersión conformaban las alternativas más utilizadas para la estimación de la exposición en estudios de salud ambiental, siendo *kriging* e *IDW* las técnicas de predicción espacial más utilizadas. Estas técnicas, al igual que las imágenes de satélite, se han realizado en mallas de diversa extensión, con celdas de 500 m o 1 km. *Kriging* permite la estimación de la varianza del error de predicción, estimar intervalos de confianza para dicha predicción y proporciona el mejor estimador lineal insesgado (cuando se cumplen todos los supuestos). Por su parte, el *IDW* es una técnica de interpolación determinística, predice un valor idéntico al valor medido en una ubicación muestreada, se le conoce como interpolador exacto.

1.6.2. Software para la estimación de impacto en salud

El uso de software especializado para la estimación de impactos en salud asociados a la calidad del aire es una práctica común en investigaciones científicas o en proyectos de política pública. *BENMAP-CE (Environmental Benefits Mapping and Analysis Program - Community Edition)* y *AirQ+* se han consolidado como dos de los softwares más utilizados en el mundo tanto por la academia, gobiernos y comunidad científica.

BENMAP-CE es un programa de computadora de código abierto que calcula la cantidad y el valor económico de las muertes y enfermedades relacionadas con la

contaminación del aire. Esta versión reemplaza la versión propietaria “*no libre*” generada por la Agencia Para la Protección Ambiental de los Estados Unidos (*EPA por sus siglas en inglés*), la exposición es calculada a partir de la incorporación de una tabla con la concentración de contaminantes por estación de monitoreo como insumo, se estima la concentración del contaminante de análisis mediante sus algoritmos internos fundamentalmente basados en el inverso de la distancia ponderada (*IDW por sus siglas en inglés*).

El programa *AirQ+* está diseñado por la Oficina Regional para Europa de la Organización Mundial de la Salud (*OMS-Europa*) y permite calcular la magnitud de los impactos a la salud asociados a la contaminación del aire en una población dada, considerando exposiciones tanto de largo como de corto plazo. La información es introducida por unidad espacial de área de análisis (estado, municipio, etc.), en su última versión permite el análisis simultaneo de varias unidades de análisis.

1.6.3. Valoración económica de los casos atribuibles estimados.

La finalidad de asignar un valor a la mortalidad evitable es transformar los beneficios a la salud a una métrica común, en este caso un valor monetario, con lo cual se facilite la comparación entre los costos de otras políticas públicas.

En la literatura económica se describen dos métodos generales para la valoración de mortalidad: i) la aproximación por capital humano y ii) el método de disposición a pagar o valor de una vida estadística (*VVE*) (Arthur, 1981).

La *VVE* consiste en calcular la disposición a pagar de los individuos para asegurar una disminución marginal en el riesgo de una muerte prematura (WHO Regional Office for Europe y OECD, 2015). Este método requiere la estimación de riesgos

de muerte por trabajo y la estimación de los ingresos por trabajo de acuerdo con un vector de características sociodemográficas y de tipo de ocupación.

El *VVE* no debe confundirse con un valor asignado a la vida de una persona en específico, se refiere a la suma del valor que cada individuo otorga a pequeños cambios en el riesgo de muerte (OECD, 2011), lo cual también puede interpretarse como “el valor que le otorga una sociedad a evitar la muerte de una persona no identificada dentro de la misma”.

En el año 2017 el INECC publicó el estudio más sólido y reciente sobre estimaciones de *VVE* para México, la estimación se realizó mediante el método de valoración contingente, a través de una encuesta estandarizada y adaptada al contexto mexicano, los resultados colocan el *VVE* para México en \$352,813.11 USD, la conversión a pesos de este monto se realiza al precio del dólar en el año 2014 o sea \$2,797,808 MXN. Este valor representa el valor medio de la disposición a pagar por una reducción de riesgo de muerte presente de 5 en 1,000 (INECC, 2017).

Capítulo 2. Calidad del aire en el Sistema Urbano Nacional Mexicano

2.1. Regulación nacional e internacional

En México los límites permisibles de contaminantes criterio se encuentran especificados en Normas Oficiales Mexicanas. La *Tabla 2-1* nos muestra la *NOM* correspondiente a cada contaminantes criterio y la fecha de su última actualización. En esta serie de normas, se define la concentración máxima permisible aplicable a cada uno de los contaminantes criterio durante un periodo definido de tiempo, así como su método de cálculo, por ejemplo: promedio de 24 horas, promedio móvil de 8 horas, valor horario máximo del día o promedio anual.

Tabla 2-1. Norma Oficial Mexicana por contaminante criterio

Contaminante	Clave NOM	Última actualización
Partículas menores a 10 micrómetros (PM ₁₀)	NOM-025-SSA1-2014	19 de octubre de 2014
Partículas menores a 2.5 micrómetros (PM _{2.5})	NOM-025-SSA1-2014	19 de octubre de 2014
Ozono (O ₃)	NOM-020-SSA1-2014	18 de octubre de 2014
Dióxido de azufre (SO ₂)	NOM-022-SSA1-2019	01 de agosto de 2019
Dióxido de nitrógeno (NO ₂)	NOM-023-SSA1-1993	23 de diciembre de 1994
Monóxido de carbono (CO)	NOM-021-SSA1-1993	23 de diciembre de 1994
Plomo (Pb)	NOM-026-SSA1-1993	23 de diciembre de 1994

Fuente: Diario Oficial de la Federación

Los límites son establecidos acorde a criterios para la protección de la salud humana a partir de la evidencia científica disponible, los valores normados preceden del consenso de un grupo de trabajo generado convocado por la autoridad federal correspondiente, actualmente bajo la responsabilidad de la Comisión para la Protección de Riesgos Sanitarios (*COFEPRIS*). Estas normas indican que debe existir una actualización de sus valores en un periodo de 5 años. A partir de agosto de 2019 entró en vigor la nueva norma de SO₂ (NOM-022-SSA1-2019), norma que

llevaba un retraso de aproximadamente seis años en su actualización y cuyo valor límite permisible estaba muy por encima de lo recomendado por la OMS, la actualización corrige esa diferencia e introduce dos valores límite, uno para 24 horas (0.075 ppm) y otro para una hora (0.04 ppm) (Diario Oficial de la Federación, 2019).

De acuerdo con estimaciones de la OMS para el año 2014, aproximadamente el 92% de la población mundial residía en espacios dónde la concentración de contaminantes en el aire excedía los valores guía recomendados (WHO, 2014).

A escala internacional, las guías de calidad del aire de la OMS constituyen el principal referente y guía para la gestión de la calidad del aire en muchos países del mundo. Estas guías se emiten a partir de la mejor y más sólida evidencia disponible en la literatura científica internacional, las recomendaciones buscan proteger la salud de la población y orientar a los países a establecer metas encaminadas a la reducción de la concentración de contaminantes en el aire. Por ejemplo, para el caso de partículas establece objetivos intermedios que los países pueden ir adoptando antes de llegar al límite permisible final recomendado, de esta manera cada gobierno puede ir implementando estrategias graduales hasta lograr cumplir y regular la concentración OMS recomendada.

La *Tabla 2-2* nos muestra una comparativa entre los valores guía recomendados por la OMS y los establecidos por la normatividad mexicana. Como se puede observar, los valores normados en México se encuentran a concentraciones más elevadas que las recomendadas por la OMS para la protección de la salud, esto conlleva a suponer que el riesgo para la salud humana persiste aun cumpliendo las concentraciones establecidas en la normatividad mexicana. En México los grupos de trabajo encargados de la revisión y actualización de las normas mexicanas se han reunido durante

el año 2019 y 2020 con objeto de actualizar el marco normativo en la materia, algunas de ellas se han publicado oficialmente y otras están por publicarse.

Tabla 2-2. Comparación de límites permisibles México y OMS

Contaminante	Indicador promedio	México	OMS
PM ₁₀ (µg/m ³)	24 horas	75	50
	Anual	40	20
PM _{2.5} (µg/m ³)	24 horas	45	25
	Anual	12	10
Ozono (ppm)	1 hora	0.095	
	Móvil de 8 horas	0.070	0.050
	10 minutos	NA	0.191
SO ₂ (ppm)	Móvil de 8 horas	0.020	NA
	24 horas	0.110	0.008
	Anual	0.025	NA
NO ₂ (ppm)	1 hora	0.210	0.106
	Anual	0.021	
CO (ppm)	Móvil de 8 horas	11	8.7

Fuente: Elaboración propia

2.2. Medición de contaminantes en ciudades del Sistema Urbano Nacional

En México las mediciones y/o muestreos de calidad del aire se realizan en estaciones de monitoreo, mismas que están organizadas en redes y estas a su vez en Sistemas de Monitoreo de la Calidad del Aire (SMCA). Esta clasificación se encuentra definida en la NOM156-SEMARNAT-2012 que dice:

Sistema de Monitoreo de la Calidad del Aire: Conjunto organizado de recursos humanos, técnicos y administrativos empleados para operar una o un conjunto de estaciones de monitoreo y/o muestreo que miden la calidad del aire en una zona o región.

Red de muestreo y/o monitoreo: Red de medición conformada por más de una estación de muestreo y/o monitoreo. Representan el conjunto de estaciones que miden la calidad del aire en una región determinada.

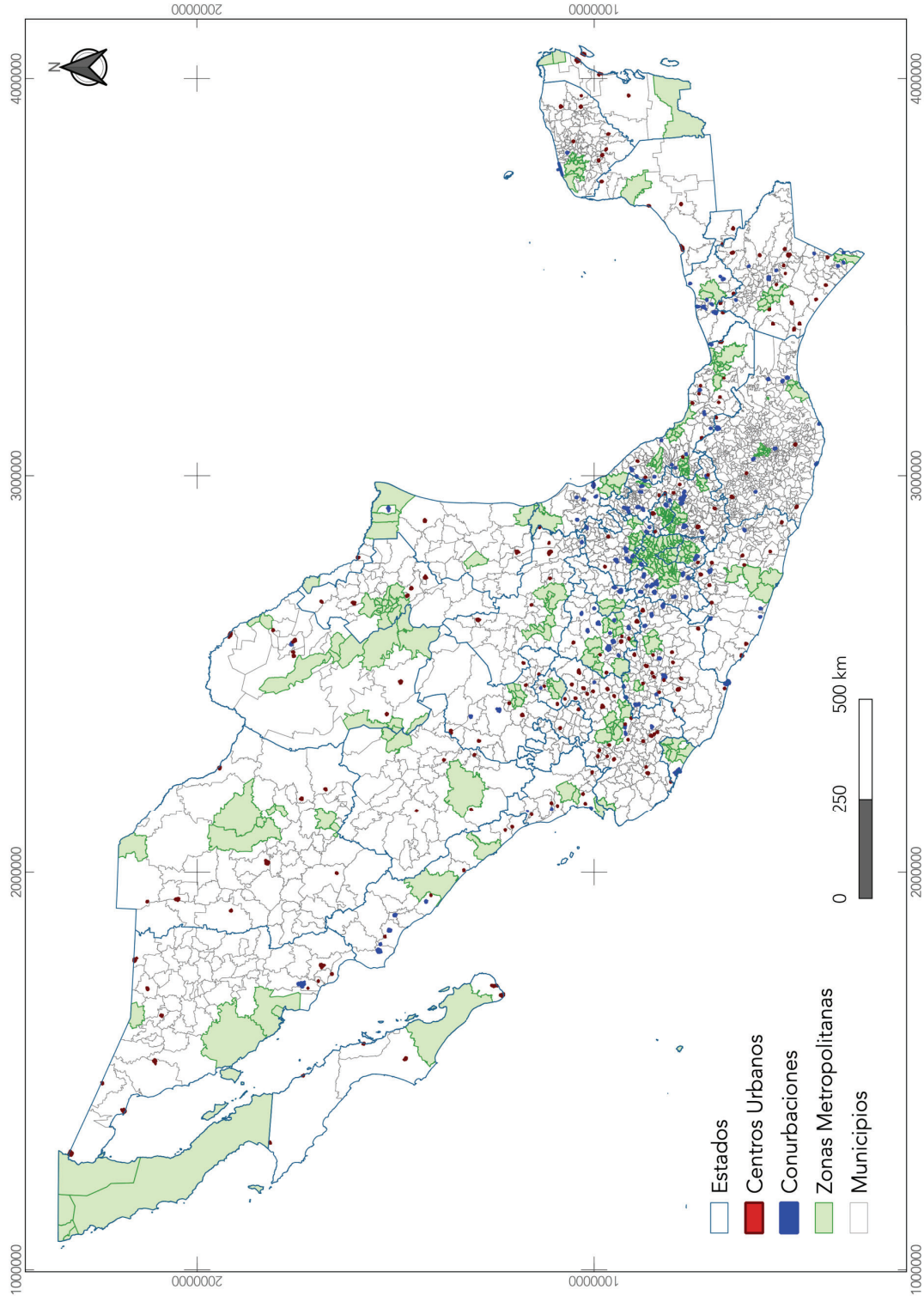
La norma también especifica los sitios del país en los que se debe realizar monitoreo de contaminantes criterio en aire ambiente de forma obligatoria, de acuerdo con las siguientes especificaciones:

- Asentamientos humanos con más de quinientos mil habitantes;
- Zonas Metropolitanas;
- Asentamientos humanos con emisiones superiores a veinte mil toneladas anuales de contaminantes primarios criterio a la atmósfera;
- Conurbaciones; y
- Actividad industrial que por sus características se requiera del establecimiento de estaciones de monitoreo de calidad del aire y/o de muestreo de contaminantes atmosféricos.

El Consejo Nacional de Población (CONAPO) publicó en el año 2018 la nueva conformación del Sistema Urbano Nacional (SUN), en esta actualización se identificaron y clasificaron a 401 ciudades, 74 de ellas con carácter de metrópolis, 132 con carácter de conurbación y 195 clasificadas como centros urbanos (CONAPO, 2018). Las metrópolis concentran a la mayoría de la población, con 78.3 millones de habitantes (84.5% del SUN), seguidos de los centros urbanos, con 7.3 millones (7.9%) y las conurbaciones con 7.0 millones (7.6%).

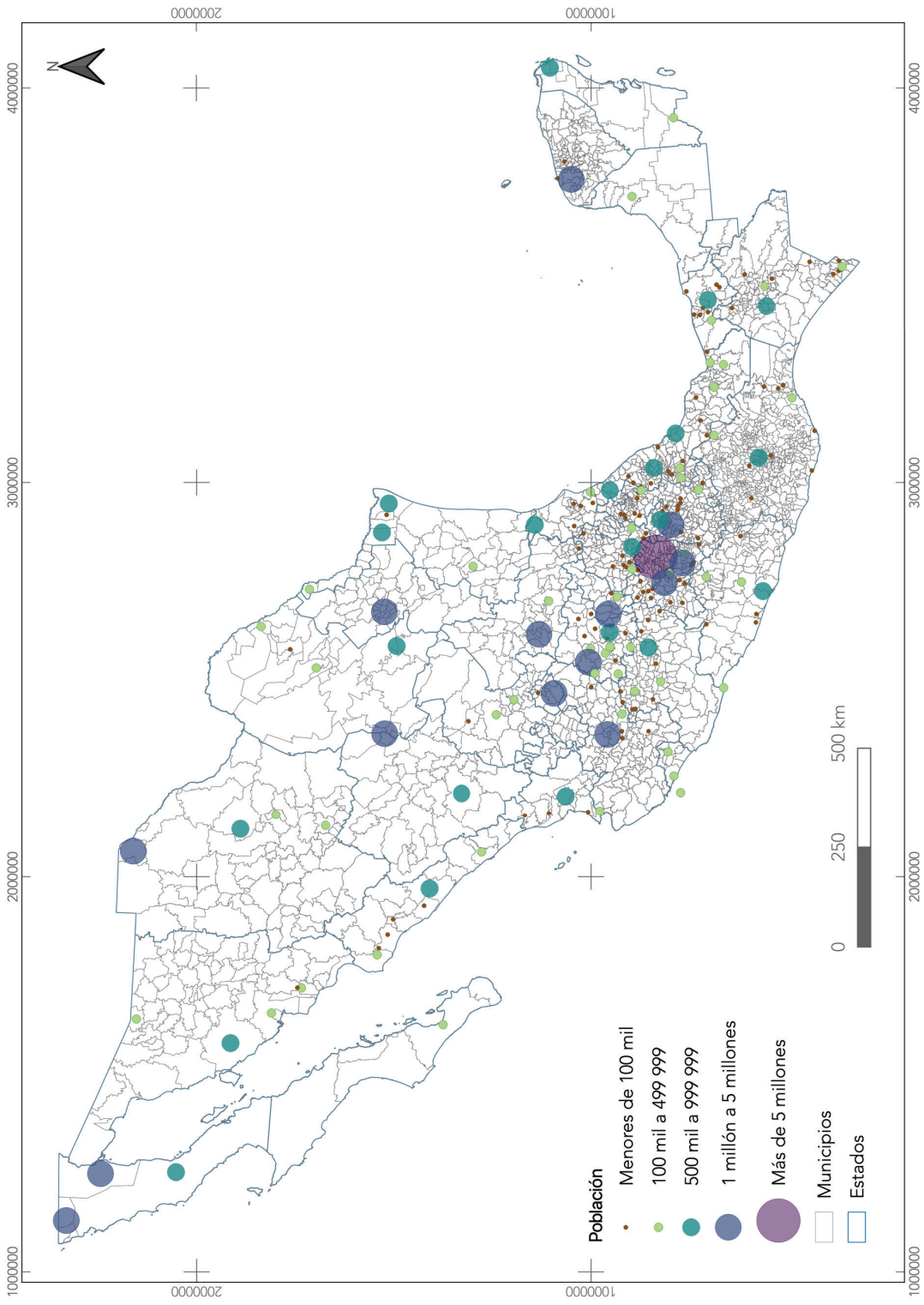
La conformación espacial del SUN (Figura 2-1) nos permite visualizar un país predominantemente urbano; en las 401 ciudades que conforman el SUN, residen aproximadamente un total de 92.6 millones de personas, lo que representa el 74.2 por ciento del total de la población nacional. De acuerdo con el SUN, en México existen 15 ciudades de más de un millón de habitantes y 8 se encuentran en el umbral del millón con más de 900 mil.

Figura 2-1. Conformación espacial del Sistema Urbano Nacional



Fuente: Elaboración propia con datos de CONAPO, 2018.

Figura 2-2. Tamaño de población en ciudades del SUN



Fuente: Elaboración propia con datos de CONAPO, 2018

Es posible destacar de la conformación actual del SUN (Figura 2-2) a aquellas ciudades con mayor número de población en donde el Valle de México destaca como la ciudad más poblada del país con 21.8 millones de personas, seguida de Guadalajara con 5.1 millones, Monterrey con 4.8 millones, Puebla-Tlaxcala con 3 millones y Toluca con 2.4 millones de personas. Los 5 municipios más poblados de México son Ecatepec de Morelos con 1.82 millones de habitantes, Tijuana con 1.8, Iztapalapa con 1.79, Puebla con 1.69 y León con 1.57. Las proyecciones de población del SUN prevén que hacia el año 2025 las ciudades de Mexicali, Cuernavaca, Chihuahua, Culiacán, Cancún, Tampico y Saltillo rebasen el millón de habitantes (CONAPO, 2018).

La conformación actual del SUN revela que, dada la observancia y obligatoriedad nacional de la norma NOM156-SEMARNAT-2012, el estado mexicano, con objeto de proteger la salud de la población, debe vigilar la calidad del aire en un total de 206 ciudades, de las cuales 74 son metrópolis con un total de 78.3 millones de habitantes y 132 conurbaciones con 7 millones de habitantes.

2.3. Medición de contaminantes del aire

Para propósitos de difusión, el *INECC* agrupó a las ciudades y/o zonas metropolitanas en cuatro grupos (*INECC*, 2014b), a partir de las siguientes consideraciones:

Grupo 1. Zonas metropolitanas con más de cuatro millones de habitantes:

Comprende a las del Valle de México, Guadalajara y Monterrey.

Grupo 2. Zonas metropolitanas con población de entre un millón y cuatro millones de habitantes:

Comprende a la del Valle de Toluca, Tijuana, León y Ciudad Juárez.

Grupo 3. Zonas metropolitanas y ciudades entre 500 mil y un millón de habitantes:

Comprende a Mexicali, Mérida, Chihuahua, Aguascalientes, Morelia, Irapuato y Ensenada.

Grupo 4. Zonas metropolitanas y ciudades con menos de 500 mil habitantes:

Comprende a Celaya, Pachuca–Tizayuca, Tula–Tepeji, Salamanca, Silao, Tecate, Rosarito y Distrito Minero de Molango.

El informe del año 2015 del INECC reporta información de 20 Sistemas de Monitoreo de la Calidad del Aire (*SMCA*), distribuidos en 18 entidades federativas del país (INECC, 2016). Los *SMCA* reportados en el informe 2015 corresponden a: Baja California, Chihuahua estatal, Chihuahua Municipal, Ojinaga, Ciudad de México y zona conurbada, Torreón, Colima, Estado de México, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, Tabasco, Tamaulipas y Yucatán, quienes en conjunto agruparon a un total de 187 estaciones de monitoreo, distribuidas en 75 ciudades y zonas metropolitanas.

De 187 estaciones de monitoreo referidas en el párrafo anterior, 129 contaron con infraestructura para la medición de ozono, 162 para la medición de partículas suspendidas PM_{10} y 99 para la medición de partículas suspendidas $PM_{2.5}$ (INECC, 2016).

En el informe del INECC no se incluye información de 14 *SMCA* correspondientes a: Aguascalientes, Campeche, Chiapas, Ciudad Juárez, Coahuila estatal, Durango, Guerrero, Oaxaca, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora, Tlaxcala, Veracruz y Zacatecas. La omisión obedece a la falta de respuesta de cada *SMCA* a la solicitud de datos realizada por el *INECC* o a haber proporcionado datos en un formato inadecuado para su reporte.

2.3.1. Medición y tendencia de PM_{2.5}

El Informe Nacional de Calidad del Aire 2015 (INECC, 2016), reporta que históricamente el SMCA de la ZMVM es la que tiene el mayor número de estaciones con suficiencia de información para el cálculo de promedio anual, dónde aproximadamente en el 90% de sus estaciones se genera información suficiente para cumplir con el criterio de 75% de datos diarios válidos en un año (

Tabla 2-3).

A partir del año 2003, el SMCA de la ZMVM fue el pionero en la medición y difusión de las concentraciones registradas en sus estaciones de monitoreo, seguido del AMM. En años recientes el SMCA de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca (ZMVT) también ha mantenido registros constantes de este contaminante.

Tabla 2-3. PM_{2.5}: total de estaciones con datos válidos para métrica anual

Año	ZMVM	AMM	ZMVT	Mérida	Irapuato	Salamanca	Silao
2003	0 de 8	0 de 5					
2004	8 de 8	2 de 5					
2005	8 de 8	0 de 5					
2006	8 de 8	0 de 5					
2007	8 de 9	1 de 5					
2008	9 de 9	3 de 5					
2009	6 de 9	1 de 7					
2010	8 de 9	3 de 7					
2011	8 de 11	5 de 6	6 de 7				
2012	10 de 13	5 de 7	3 de 7				
2013	13 de 13	0 de 6	6 de 7	1 de 1	0 de 1	0 de 3	0 de 1
2014	13 de 14	0 de 7	7 de 7	1 de 1	0 de 3	0 de 3	0 de 1
2015	14 de 20	1 de 7	7 de 7	1 de 1	1 de 3	1 de 3	0 de 1

Fuente: Elaborado a partir de los informes nacionales de calidad del aire del INECC de los años 2013, 2014 y 2015.

Considerando la concentración registrada en aquellas ciudades en que se mide este contaminante, podemos decir que ninguna de ellas cumple el valor anual establecido como límite máximo permisible en la normatividad mexicana (Figura 2-3). El año de referencia de este estudio no es la excepción y el valor fue superado tanto en la *ZMVM* y el *AMM* (INECC, 2014b). La Figura 2-3 revela la tendencia de las concentraciones de $PM_{2.5}$ del año 2004 al 2015 en aquellas ciudades y/o zonas metropolitanas que midieron este contaminante.

De la imagen anterior puede inferirse cómo la población que habita bajo la cobertura de estas redes de monitoreo se encuentra expuesta de manera crónica a concentraciones que exceden los límites permitidos por la normatividad mexicana o por los valores guía recomendados por la *OMS*, incrementando el riesgo de padecer algún efecto en salud vinculado a este contaminante.

2.3.2. Medición y tendencia de Ozono

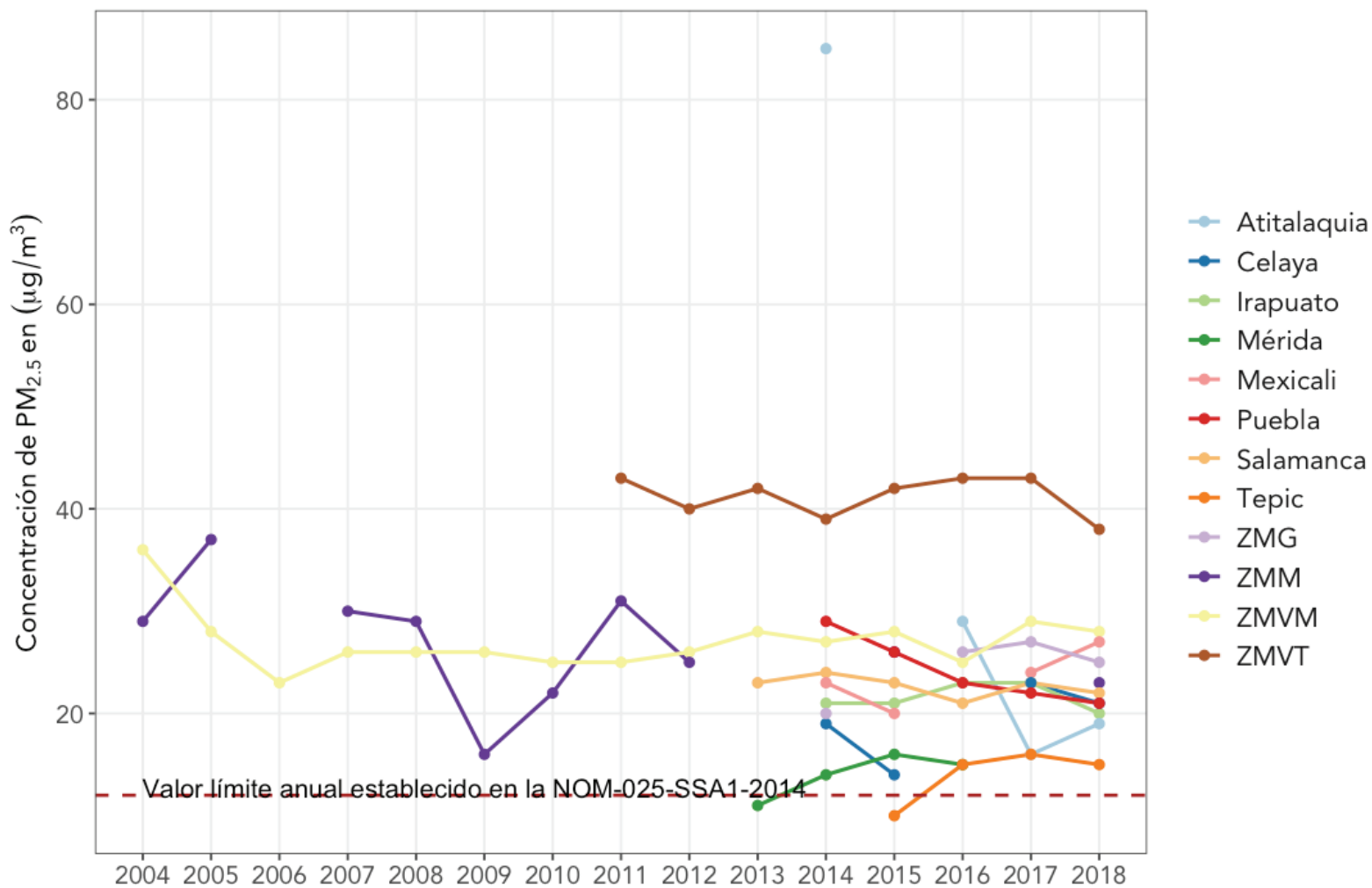
A diferencia de las $PM_{2.5}$, el ozono cuenta con una mayor cobertura de estaciones con suficiencia de información para el cálculo de los valores máximos permisibles de acuerdo con lo especificado por la *NOM* respectiva (ver Tabla 2-4).

Durante los últimos años, la concentración de ozono ha estado excediendo el límite anual recomendado por la normatividad mexicana en las tres grandes zonas metropolitanas del país (*ZMVM*, *ZMG* y *ZMM*).

De igual forma, podemos destacar que la tendencia de la *ZMVT*, León e Irapuato está ubicada en la mayoría de los años por arriba de lo especificado en la *NOM* de ozono (ver Figura 2-4). Para el resto de las ciudades, se observa un comportamiento desigual o series de datos inconsistentes a través de los años.

Tres de las tres grandes zonas metropolitanas del país, zonas en las que habitan un importante número de personas, se encuentran desde hace años, expuestas a concentraciones que exceden los límites de la *NOM* y los valores guía recomendados por la *OMS*, la exposición crónica a este contaminante puede incrementar el riesgo en salud de la población de estas ciudades.

Figura 2-3. Serie de promedios anuales de PM_{2.5} en México.



Nota: Se incluyen sólo aquellas ciudades con 4 o más años de mediciones.

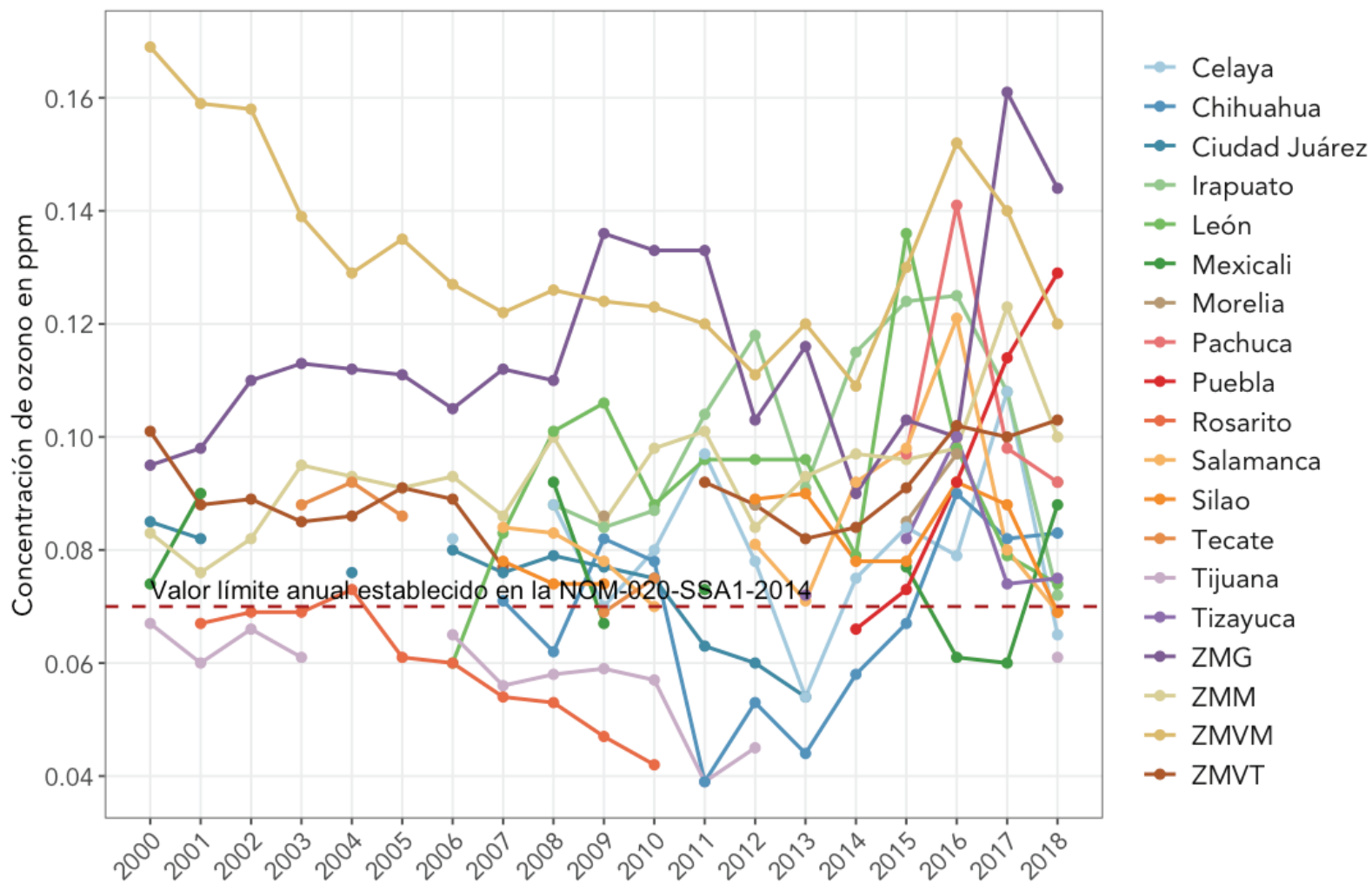
Fuente: Elaborado a partir de los informes nacionales de calidad del aire del INECC de los años 2013 al 2018.

Tabla 2-4. Ozono: total de estaciones con datos válidos para métrica anual

Año	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
ZMVM	19 de 20	20 de 20	20 de 20	19 de 20	19 de 20	18 de 21	18 de 20	19 de 22	19 de 22	16 de 22	22 de 22	14 de 29	24 de 26	27 de 28	27 de 28	35 de 35
ZMG	7 de 8	8 de 8	8 de 8	7 de 8	7 de 8	7 de 8	8 de 8	7 de 8	7 de 8	7 de 8	7 de 8	8 de 9	8 de 9	9 de 10	10 de 10	10 de 10
AMM	4 de 5	4 de 5	5 de 5	5 de 5	5 de 5	5 de 5	5 de 5	5 de 5	5 de 5	5 de 7	7 de 7	7 de 7	8 de 9	8 de 9	7 de 10	8 de 10
ZMVT	5 de 5	4 de 7	7 de 7	7 de 7	7 de 7	7 de 7	5 de 7	3 de 7	0 de 7			6 de 7	6 de 7	5 de 7	7 de 7	6 de 7
Tijuana	3 de 3	1 de 3	2 de 3	2 de 3	3 de 3	3 de 3	3 de 3	1 de 3	1 de 3	2 de 3	1 de 3	de 3	2 de 2	0 de 2	0 de 3	0 de 1
León							1 de 2	2 de 2	2 de 3	3 de 3	3 de 3	2 de 3	3 de 3	3 de 3	3 de 3	3 de 3
Ciudad Juárez	1 de 3	2 de 3	1 de 3	2 de 3	2 de 3	2 de 3	1 de 3	2 de 3	2 de 3	1 de 3	2 de 3	2 de 3	3 de 3	2 de 3	0 de 1	
Mexicali	3 de 4	1 de 4	0 de 3	0 de 3	0 de 3	0 de 3	1 de 4	0 de 4	3 de 4	3 de 4	1 de 4	1 de 3	0 de 4	0 de 3	0 de 3	1 de 2
Mérida														1 de 1	1 de 1	1 de 1
Chihuahua								1 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 2	1 de 2
Aguascalientes														0 de 1		
Morelia									0 de 1	1 de 1	0 de 1	0 de 1	1 de 1	1 de 1	0 de 1	2 de 2
Irapuato							0 de 3	0 de 3	2 de 3	2 de 3	1 de 3	2 de 3	3 de 3	2 de 3	3 de 3	2 de 3
Ensenada													0 de 1	0 de 1	0 de 1	
Celaya							2 de 3	0 de 3	1 de 3	1 de 3	1 de 3	3 de 3	3 de 3	2 de 3	3 de 3	2 de 3
Pachuca-Tizayuca														1 de 3	0 de 1	1 de 1
Tula-Tepeji														1 de 4		1 de 1
Salamanca							0 de 3	3 de 3	3 de 3	1 de 3	0 de 3	0 de 3	3 de 3	3 de 3	3 de 3	3 de 3
Silao							0 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1	0 de 1	0 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1
Tecate	0 de 1	0 de 1	0 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1	0 de 1	1 de 1	0 de 1	1 de 1	1 de 1	0 de 1	0 de 1		0 de 1	
Rosarito	0 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1	1 de 1	0 de 1		0 de 1	0 de 1	

Fuente: Elaborado a partir de los informes nacionales de calidad del aire del INECC de los años 2013, 2014 y 2015.

Figura 2-4. Serie de máximos valores anuales de promedios móviles de 8 horas.



Nota: Se incluyen sólo aquellas ciudades con 5 o más años de mediciones.

Fuente: Elaborado a partir de los informes nacionales de calidad del aire del INECC de los años 2000 al 2018.

2.3.3. Estudios de impacto en salud por calidad del aire en México

Existen antecedentes que documentan el trabajo realizado en México para la evaluación de los impactos causados por la contaminación atmosférica. Algunos de ellos focalizan el análisis sobre el efecto de los contaminantes en la salud de la población, otros adicionan la cuantificación económica bajo escenarios de mejoramiento de la calidad del aire, la mayoría de ellos realizados en el presente siglo.

Existe un estudio realizado por investigadores del Centro Nacional de Salud Ambiental (CENSA) y del Centro de Investigaciones en Medio Ambiente de Holanda (IVM), en dónde se valorizó económicamente el mejoramiento de la calidad del aire en la ZMVM en el marco de los trabajos del PROAIRE 2002-2010 (Comisión Ambiental Metropolitana, 2003).

Otro estudio analizó la contaminación atmosférica en la ZMVM y los efectos asociados a la salud humana, fue realizado por el Instituto de Salud, Ambiente y Trabajo (ISAT) en colaboración con la Escuela de Salud Pública de Harvard, y la Universidad Autónoma Metropolitana (Harvard School of Public Health et al., 2000; Herman et al., 2002).

En los estudios anteriormente mencionados se estimó la relación y el efecto que puede tener la contaminación en la salud de las personas a través de: a) la estimación de funciones de concentración-respuesta, b) la cuantificación del incremento en la admisión a hospitales, c) el número de visitas a la sala de emergencias, d) los efectos en asmáticos, e) el aumento en los síntomas respiratorios, f) los días que la población tiene que reducir sus actividades y g) la mortalidad, todos ellos asociados a la contaminación atmosférica. Además de estimar los casos de morbilidad y mortalidad que se evitarían ante una reducción de los niveles actuales de ozono y PM₁₀, esto de acuerdo con cuatro escenarios de calidad del aire en la ZMVM. El primer

escenario valoró una reducción del 10% en la concentración de ozono y PM_{10} con respecto a los niveles actuales; el segundo consideró una reducción del 20%; el tercero valoró una disminución de las concentraciones máximas y mínimas promedio en la ZMVM hasta cumplir con las normas de calidad del aire; y el último incorporó una disminución de las concentraciones máximas del sitio específico más contaminado que reporta la red de monitoreo, hasta cumplir con la norma.

Un tercer estudio publicado por Evans y colaboradores formó parte del proyecto “*Programa Integral sobre Contaminación del Aire Urbana, Regional y Global: Caso de estudio de la ciudad de México*” dirigido por el Dr. Mario Molina. Dicho estudio se publicó en el libro: *Air Quality in the Mexico Megacity*, donde se muestran los productos y evidencia de las acciones que se han realizado para mejorar la calidad de aire en la Ciudad de México (Molina, 2002).

Posteriormente en el año 2006, Bell y colaboradores publicaron un estudio que estima el impacto en la salud de las políticas de control de la contaminación del aire en la Ciudad de México, en Santiago, Chile y en Sao Paulo, Brasil para el período 2000-2020 (Bell et al., 2006). Este estudio tomó como referencia los resultados reportados en un metaanálisis que utilizó datos disponibles para estimar las funciones de concentración-respuesta para la ZMVM (Borja-Aburto VH et al., 2000). Al igual que en los estudios incluidos en el PROAIRE, Bell y colaboradores estimaron los niveles de O_3 y PM de acuerdo con dos escenarios, el primero consideró la tendencia actual de emisiones de los dos contaminantes de acuerdo con las propuestas existentes para abatir la contaminación del aire de forma directa; el segundo considera el impacto de las medidas de mitigación de emisiones de contaminantes primarios y su consecuente impacto en los contaminantes secundarios; el

escenario asume la aplicación de la tecnología disponible para mitigar las emisiones en el sector energético, de transporte, industrial y residencial (Jusot et al., 2006).

Los niveles de O₃ y PM estimados por Bell y colaboradores fueron asociados a mortalidad, visitas médicas, bronquitis, asma y efectos en las actividades diarias. Finalmente, los autores presentaron el total de efectos evitados (del 2000 al 2020) en el escenario de políticas de control en comparación con el escenario actual. Para cada uno de los efectos asociados concluyeron que, en las tres ciudades, el escenario de políticas de control presenta beneficios significativos para la salud (Bell et al., 2006).

En el 2010 y en el marco de los preparativos de *PROAIRE* 2011-2020, el Instituto Nacional de Salud Pública (*INSP*) presenta el informe “*Estado del Conocimiento sobre los Efectos en la Salud Asociados a la Contaminación del Aire en la Población de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México*” realizado para el Gobierno del Distrito Federal que tuvo como propósito proporcionar sustento científico al apartado de salud del *PROAIRE* 2011-2020. Este trabajo es el primer antecedente de investigación en México bajo el esquema metodológico de *EIS* y en él se presenta evidencia científica del impacto de la exposición a contaminantes atmosféricos (PM₁₀ y O₃) en la mortalidad total y por causas específicas del Distrito Federal y su Zona Metropolitana. También se proporcionan estimaciones de las muertes evitables antes posibles escenarios futuros de intervención en el mejoramiento de la calidad del aire (Riojas Rodríguez H et al., 2010; Riojas-Rodríguez et al., 2014).

Otro antecedente de *EIS* en México fue reportado por el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (*INECC*), quien generó una evaluación que revela los beneficios por la reducción de PM_{2.5} en tres zonas metropolitanas (*INECC*, 2014a).

En el 2012 se publicó una *EIS* retrospectiva para ozono, para el periodo comprendido entre 1991 y el 2011. Un dato relevante de este estudio es la consideración de la movilidad de la población para la estimación de la exposición, resultando que la movilización general de la población durante el día es hacia regiones menos contaminadas (Borrego-Hernández et al., 2014).

En el año 2016, el *INECC* presentó el informe realizado por el INSP titulado “*Estimación de impactos en la salud por contaminación atmosférica en la región centro del país y alternativas de gestión*” en donde se cuantificó el número de muertes prematuras que podrían evitarse anualmente si se redujeran las concentraciones de $PM_{2.5}$, PM_{10} y O_3 en los municipios de las entidades que integran la Región Centro del país (Riojas-Rodríguez, Texcalac-Sangrador, et al., 2016).

El Instituto para la Métrica y Evaluación de la Salud (IHME, por sus siglas en inglés) en sus estimaciones globales de carga de la enfermedad, estima que en el año 2017 las muertes asociadas a la exposición a material particulado en México ascienden a más de 32,800 muertes y a más de 4,500 por ozono (Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME), 2019), hay que considerar que estos cálculos están realizados a partir de estimaciones de la concentración/exposición utilizando imágenes de satélite, lo que permite una cobertura total del país, en consecuencia una cifra mayor de muertes atribuibles en comparación a otros estudios.

Finalmente, en el año 2019 se publica una nueva *EIS* con un alcance de más de 40 millones de habitantes distribuidos en 15 ciudades de México, en el que se estima se hubieran evitado más de 14 mil muertes en el año 2015 si la calidad del aire hubiera cumplido con el valor guía de la OMS de $10 \mu g/m^3$. Este estudio representa la primera *EIS* de mayor alcance territorial posible, utilizando los datos de los sistemas de monitoreo de la calidad del aire de todo el país.

2.3.4. Estimación de la exposición en México

En México se han llevado a cabo un número extenso de investigaciones que aportan evidencia del efecto de la exposición a contaminantes del aire sobre la salud de la población; cada uno de estos trabajos ha requerido como insumo la estimación de la exposición para la cuantificación de los efectos. La complejidad seguida para estimar la exposición ha variado a lo largo del tiempo, es posible identificar diversos enfoques que varían en su alcance y complejidad.

La estimación de la exposición se lleva a cabo tanto para estudios poblacionales como individuales, en el primer caso generalmente el resultado se obtiene para un área determinada que puede ser una entidad y/o municipio; para el segundo caso se genera para un punto determinado que generalmente es representado por el hogar y/o lugar de trabajo.

En el pasado la estimación de la exposición se basaba principalmente en el análisis de proximidad en dónde la exposición de un sujeto y/o área se determinaba a partir de la estación de monitoreo más cercana. Posteriormente, ante el auge en el uso de los sistemas de información geográfica (SIG), se abordaron enfoques más complejos en el que el análisis espacial y la estadística se complementaron en la búsqueda de resultados con menor incertidumbre.

En años recientes la estimación de la exposición se ha calculado directamente estudios de EIS. En el año 2005 en la Ciudad de México se llevó a cabo una EIS que estimó la concentración de $PM_{2.5}$ y O_3 utilizando IDW ponderado al cuadrado como método de cálculo en mallas con celdas de 500 x 500 m. La concentración del contaminante a escala municipal fue calculada ponderando por población (AGEB). La concentración por municipios fue categorizada en zonas para su visualización.

Posteriormente, en el año 2014 se publica un estudio que llevó a cabo una EIS con un abordaje retrospectivo en la Ciudad de México, se evaluó el caso de ozono para el periodo de 1991 a 2011 utilizando datos de la Encuesta Origen-Destino para delimitar la movilidad por grupos de edad en el área de estudio. La estimación de la exposición se realizó en una malla con resolución de 0.01176° utilizando el *análisis objetivo de Creesman* como método de interpolación.

El uso de imágenes satelitales se ha venido consolidando en el mundo para cuantificar la exposición a contaminantes del aire, en México un estudio estimó por este método las concentraciones diarias de $PM_{2.5}$ del año 2004 al 2014 y las validó contra las mediciones reales de las estaciones de monitoreo. El estudio utiliza información satelital a partir de la teledetección de la profundidad óptica de aerosoles (AOD por sus siglas en inglés) en una malla de 1 km x 1 km, posteriormente la información se integra en un modelo LUR y el resultado se aplica a cada punto a estimar. La validación cruzada fuera de la muestra del modelo tuvo una R^2 de 0.724 y de $5.55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para la raíz del error cuadrático medio (RMSPE por sus siglas en inglés).

A escala individual destaca el estudio de Rivera et al en dónde se compararon diversos métodos para estimar la exposición a contaminantes criterio en una simulación para 1000 sitios aleatorios distribuidos en la Ciudad de México, con el objeto de identificar el método óptimo para cuantificación de la exposición en una cohorte de mujeres embarazadas. Se compararon las métricas siguientes: Promedio de todas las estaciones de monitoreo (Citywide averaging), monitor más cercano (Nearest monitor), IDW y krigging ordinario. Los datos de los contaminantes correspondieron al año 2008. Este estudio concluye que la estimación por krigging representa

el mejor enfoque para su uso en los estudios de salud debido a que tiene la capacidad de capturar de mejor manera un gradiente de exposición en cada uno de los sitios estimado (Rivera-González et al., 2015).

Capítulo 3. Métodos para la estimación de impactos en salud

Tomando como base el año 2015, se estimó la mortalidad evitable en ciudades que midieron $PM_{2.5}$ y/o O_3 y que además cumplieron con la métrica anual de acuerdo con lo especificado por la NOM respectiva. El proceso metodológico abordado en este trabajo sigue los pasos definidos por la OMS para la realización de EIS y los realizados en otros estudios (E. Boldo et al., 2005; Castro et al., 2017).

El abordaje parte de la selección de los contaminantes de análisis, de ellos se identifica el mejor estimador (FCR) que revele la fuerza de la asociación (riesgo relativo) entre la exposición y el efecto; la magnitud de los efectos comúnmente se expresa en unidades de cambio (por ejemplo, $10 \mu g/m^3$) y para una métrica determinada (promedio anual, máximos diarios, promedios móviles u otro). Lo anterior revela que la métrica a calcular depende de la FCR seleccionada, de ahí que el diagrama de la Figura 3-1 indica que posterior a ello se calcula la métrica de los contaminantes de interés.

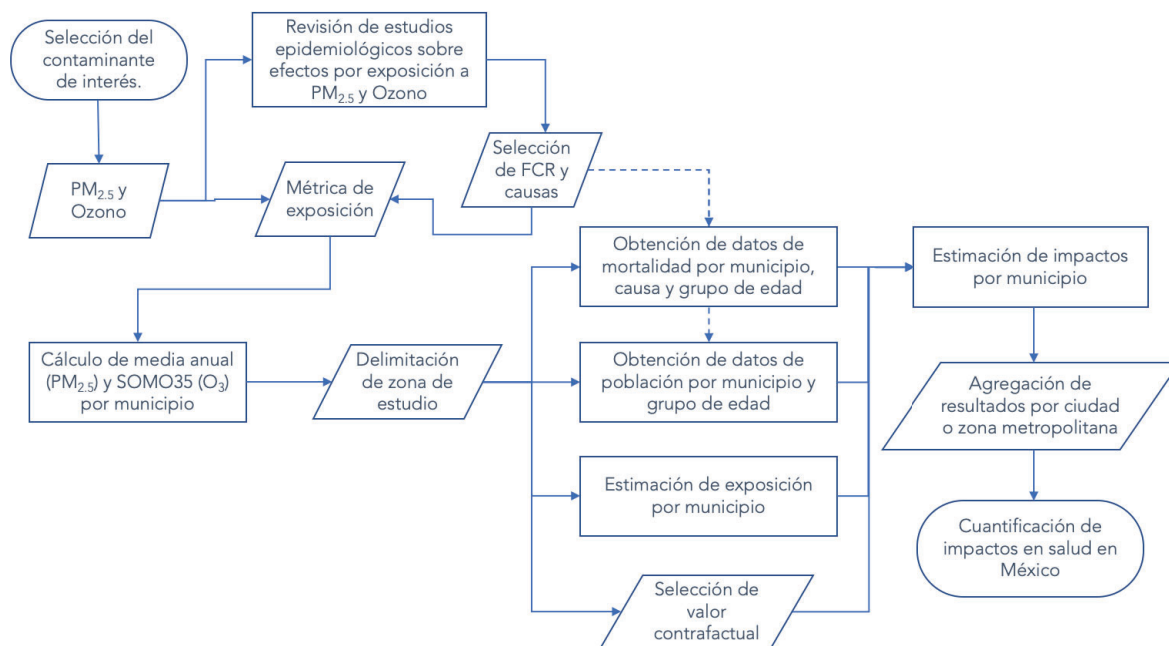
Calcular la métrica del contaminante de análisis (promedio anual para $PM_{2.5}$ y SOMO35 para ozono) requiere del procesamiento de datos de monitoreo, con su respectiva validación de completación de datos al 75%, este proceso de validación de suficiencia discrimina sitios de monitoreo que tuvieron información insuficiente para el cálculo de la métrica de interés, esto implica que sólo es posible identificar las ciudades con cobertura de monitoreo hasta finalizar el procesamiento de datos de contaminantes, es decir la delimitación de la zona de estudio.

Una vez delimitada la zona de estudio, es posible identificar a los municipios que la conforman y se procede a coleccionar la información respectiva de cada uno de ellos de acuerdo con lo que indica la Figura 3-1. La FCR juega nuevamente un papel

importante en esta fase, dado que la FCR está calculada para una población específica (por ejemplo, grupos de edad) y para causas determinadas (por ejemplo, mortalidad general), obliga entonces a obtener información de cada municipio en total concordancia con la población y causas especificadas en la FCR. A la par de todo este proceso, se realiza la estimación de la exposición para cada uno de los municipios del área de estudio y se selecciona el valor contrafactual.

Finalmente se realiza la estimación de los impactos a escala municipal, los resultados se agregan por ciudad o zona metropolitana y los totales. Las siguientes secciones detallan cada uno de los procesos del diagrama de la Figura 3-1.

Figura 3-1. Diagrama de procesos ejecutados para la estimación de impacto en salud.



Fuente: Elaboración propia

3.1. Selección de Funciones de Concentración-Respuesta (FCR)

Se realizó una revisión bibliográfica del estado del arte para cada uno de los contaminantes de interés ($PM_{2.5}$ y O_3), con la finalidad de obtener la más reciente y sólida evidencia epidemiológica publicada en la literatura científica internacional y

extraer de ella las *FCR* a utilizar en el estudio (Tabla 3-1). La bibliografía se gestionó utilizando el software Zotero (Roy Rosenzweig Center for History and New Media project) y se sistematizó en tablas para su revisión.

La revisión se basó en estudios de largo plazo en donde la métrica de exposición correspondió al promedio anual. Se consultaron las bases de datos de PubMed y Science Direct siguiendo las siguientes estrategias de búsqueda:

- Revisión de estudios epidemiológicos (nacionales e internacionales) sobre efectos en la salud asociados a la exposición por $PM_{2.5}$ y O_3 del 2000 al 2017.
- Revisión bibliográfica de estudios sobre contaminación del aire y salud que hayan utilizado el método de *EIS*.
- Revisión bibliográfica de estudios y métodos relacionados a la estimación de la exposición en ambientes urbanos.
- Revisión de las *NOM* y las guías de la *OMS* para $PM_{2.5}$ y O_3 .

Las *FCR* seleccionadas para cada contaminante y la información de cada una de ellas se muestra en la Tabla 3-1.

Tabla 3-1. *FCR* seleccionadas

Contaminante	Causa de mortalidad (CIE 10*)	Grupo pob.	<i>FCR</i> (IC 95%**)	Fuente
$PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$)	General (A00-R99)	≥ 15 años	1.06 (1.04-1.08)	(Hoek et al., 2013)
	Cardiovasculares (I00-I99)	≥ 15 años	1.11 (1.05-1.16)	(Hoek et al., 2013)
	Enfermedad isquémica del Corazón (I20-I25)	≥ 30 años	1.18 (1.14-1.23)	(Pope et al., 2004)
	Cardiopulmonares (I10-I70, J00-J98)	≥ 30 años	1.09 (1.03-1.16)	(Pope et al., 2002)
Ozono ($\mu g/m^3$)	Respiratorias (J00-J98)	≥ 30 años	1.014 (1.005-1.024)	(Heorux et al, 2015)

La unidad de cambio para ambos contaminantes es de $10 \mu g/m^3$.

* Clasificación internacional de enfermedades 10ª edición.

** Intervalo de confianza al 95%

3.2. Estimación de la concentración y distribución de $PM_{2.5}$ y O_3

Los datos horarios del año 2015 de cada una de las redes automáticas del país y sus coordenadas geográficas fueron obtenidos a través del *Sistema Nacional de Información de la Calidad del Aire (SINAICA) del INECC*, la información fue procesada y validada utilizando el software R versión 3.3 (R Core Team) y RStudio (Copyright 2016 RStudio).

Las estaciones que cumplieron con los criterios de validación se clasificaron como *válidas*, el resto de las estaciones (*no válidas*) se excluyeron del estudio. Dichos criterios se especifican más adelante.

La cobertura espacial de análisis y el número de *estaciones válidas* no coincide para $PM_{2.5}$ y O_3 , debido a que no todas las estaciones miden ambos contaminantes de forma simultánea y a que tienen distintos criterios de validación para el cálculo de la métrica anual.

3.2.1. Cálculo del promedio anual de $PM_{2.5}$ por estación de monitoreo.

Una estación de monitoreo se consideró como *estación válida* cuando fue posible calcular su promedio anual de acuerdo con lo especificado en la NOM-025-SSA1-2014 (Diario Oficial de la Federación, 2014). Este criterio trae como consecuencia la disminución del número de estaciones disponibles para el análisis.

3.2.1.1 Proporción $PM_{2.5}/PM_{10}$

Para contrarrestar la pérdida de estaciones y la consecuente cobertura espacial de análisis se procedió a estimar la fracción de $PM_{2.5}/PM_{10}$. La proporción fue calculada por red de monitoreo a partir de la información horaria de las estaciones que midieron ambos contaminantes, el resultado se aplicó a las estaciones de PM_{10} que

cumplieron los criterios de la NOM-025-SSA1-2014 para el cálculo del promedio anual.

La NOM especifica que, por cada estación de monitoreo deben calcularse promedios de 24 horas, posteriormente promedios trimestrales y finalmente el promedio anual, cada uno de ellos considerando un criterio de compleción de datos del 75%. El promedio de 24 horas se definió como *válido* en aquellos días que tuvieron 16 registros horarios o más. Un trimestre se clasificó como *válido* cuando mínimo el 75% de los días fueron promedios diarios válidos. Finalmente, el promedio anual fue *válido* cuando se cumplió con al menos 3 trimestres válidos.

3.2.2. Cálculo del SOMO35 para Ozono por estación de monitoreo.

Para ozono no existe una métrica anual establecida por la normatividad mexicana como valor máximo permisible y de igual forma, *OMS* tampoco cuenta con un indicador anual de referencia.

En el 2005 Europa estableció un marco legal de referencia para la protección de la calidad del aire denominado "*Aire limpio para Europa*" (*CAFE* por sus siglas en inglés), entre cuyos fines estaba el de servir de base para futuras políticas públicas a partir de la compilación del conocimiento disponible (Amann et al., 2005). Uno de los resultados de esa evaluación fue la propuesta de una métrica que permitiera analizar el impacto por la exposición a ozono a largo plazo, argumentando que, pese a no existir un umbral de no efecto para exposición crónica, si existe un número mayor de días en los que la exposición diaria es parcialmente elevada y pocos los días con concentraciones muy altas; de esta manera se gesta la métrica SOMO35 que también la *OMS* ha adoptado.

La métrica SOMO35 se basa en la suma de los excesos del máximo promedio móvil de 8 horas de cada día, tomando como límite una concentración de $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (35 ppb). A este indicador de exposición se le ha sido definido como *SOMO35* ("Sum Of Means Over 35" o suma de medias de más de 35 ppb), y actualmente es ampliamente utilizado como métrica de exposición crónica (Amann et al., 2008).

Para este trabajo, el SOMO35 fue calculado para cada estación de monitoreo a partir del siguiente procedimiento:

Se calcularon *promedios móviles de 8 horas* de acuerdo a lo especificado para su cálculo en la NOM- 020-SSA1-2014 (Diario Oficial de la Federación, 2014), que indica que se determina su validez cuando se cumple el criterio de suficiencia de datos del 75%; es decir, cuando se calcula con al menos 6 de las 8 horas posibles. Posteriormente se seleccionó el *máximo promedio móvil de 8 horas* de cada día bajo el mismo criterio de completación de información, este indicador se declara *válido* cuando en el día se tuvieron al menos 16 *promedios móviles de 8 horas* válidos.

Finalmente, el SOMO35 se calcula a partir de la suma de la concentración que excede los 35 ppb en cada *máximo promedio móvil de 8 horas* de cada día del año y que se especifica bajo la siguiente fórmula

$$SOMO35 = \sum_i \max\{0, C_i - 35\text{ppb}\}$$

Dónde, C_i corresponde al máximo promedio móvil de 8 horas de cada día en ppb e i es igual al número de días del año.

El resultado proporciona una medida acumulada de la concentración de ozono a utilizar en EIS como un indicador de riesgo a la salud.

3.2.3. Delimitación del área de estudio

El área de estudio estuvo determinada por la cobertura espacial de las estaciones de monitoreo y por los contaminantes que en ellas se miden, en consecuencia, el área de estudio difiere entre ambos contaminantes dado que no todas las estaciones los miden simultáneamente.

La delimitación se realizó a escala municipal debido a que es el nivel máximo de desagregación en el que la información necesaria para la realización de una EIS coincide. En México es posible obtener datos demográficos y estimaciones de contaminantes a escala de AGEB; sin embargo, esto no sucede con la información de salud, dónde el máximo nivel de desagregación oficial disponible es a escala municipal y de ahí la decisión de delimitar por municipio.

La delimitación se realizó por contaminante, siguiendo los mismos geoprocedimientos para todas las estaciones de monitoreo y que a continuación se enlistan:

- Se trazaron áreas de influencia circular (comúnmente llamados *buffers*) de 5 km alrededor de cada estación de monitoreo.
- Se sobrepuso la capa de municipios, se seleccionaron aquellos que intersecaron con la capa de *buffers* de 5 km y la selección fue exportada como una nueva capa de geoinformación.
- Se sobrepuso la capa de *AGEB* urbanos y se generaron los centroides de cada uno de ellos.
- Se excluyeron de la selección aquellos municipios en los que más del 50% de los centroides de *AGEB* se localizaron fuera del área de intersección entre municipios y *buffers* de 5 km.

Las capas de información geográfica y los datos demográficos de la Encuesta Intercensal 2015 fueron obtenidas del Instituto Nacional de Estadística y Geografía

(INEGI). La capa de estaciones de monitoreo se generó a partir de la información obtenida de INECC. La información se procesó utilizando el software R versión 3.3 (R Core Team) y RStudio (Copyright 2016 RStudio).

3.2.4. Estimación de la exposición de la población del área de estudio

La estimación de la concentración de $PM_{2.5}$ y O_3 se realizó por contaminante y para cada uno de los municipios del área de estudio.

Se generaron *buffers* de 5 y 10 km para cada estación de monitoreo y se superpusieron junto a la capa de centroides de *AGEB* para identificar la posición de cada uno de ellos. Se procedió a estimar la concentración de cada centroide de *AGEB* a partir de cuatro escenarios de geolocalización identificados.

- a) Centroides localizados en intersecciones de buffers de 5 km
- b) Centroides localizados en intersecciones de buffers de 10 km (fuera de intersecciones de buffers 5 km).
- c) Centroides localizados dentro de buffers de 10 km (fuera de áreas de intersección de 5 y 10 km).
- d) Centroides fuera de buffers

La concentración de los centroides de *AGEB* ubicados dentro de las áreas de intersección (incisos *a* y *b*), fue calculada utilizando el inverso de la distancia ponderada al cuadrado (*IDW* por sus siglas en inglés) (Lloyd, 2011). Cuando un centroide de *AGEB* se ubicó dentro del área de intersección de dos *buffers*, se utilizó sólo la información de ellos para estimar la concentración y así sucesivamente se consideró para el cálculo el número de estaciones que generaron cada área de intersección.

A cada centroide de *AGEB* localizado bajo el escenario del inciso *c* se le asignó la concentración de la estación del buffer en el que se encontró inmerso.

La concentración de los centroides de *AGEB* ubicados en el escenario del inciso d, se estimó utilizando *IDW* sin ponderar y considerando todas las estaciones de monitoreo para su cálculo.

Finalmente, se agregó y calculó el promedio por municipio a partir de la concentración estimada en cada uno de los centroides de *AGEB*.

3.3. Información demográfica y de salud

La información demográfica y de salud correspondió a la población total municipal, por grupos etarios y causas de mortalidad especificados en la *Tabla 3-1* para el año 2015. Los datos fueron obtenidos de INEGI, los eventos en salud se obtuvieron de acuerdo con la Clasificación Internacional de Enfermedades en su Décima Revisión (*CIE-10*).

3.4. Estimación del Impacto en Salud: Muertes evitables

3.4.1. Escenarios contrafactuales

Evaluar el impacto de la calidad del aire requiere de uno o varios escenarios que contrasten la diferencia entre la concentración del año de análisis *versus* una de referencia que comúnmente corresponden a los valores máximos permisibles establecidos por las leyes locales, valores guía como los de la OMS o a metas locales.

Para $PM_{2.5}$ se eligieron dos valores contrafactuales de referencia y ambos calculados como promedio anual; el primero correspondió al establecido por la NOM-025-SSA1-2014 (Norma Oficial Mexicana NOM-020-SSA1-2014, Salud ambiental. Valor límite permisible para la concentración de ozono (O₃) en el aire ambiente y criterios para su evaluación., 2014) y el segundo al de las guías de la OMS (WHO, 2006) que corresponden a los 12 y 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente.

Para ozono, dada la inexistencia de una *NOM* o guía de la *OMS*, se utilizó el indicador *SOMO35* que proporciona una medida de la exposición acumulada durante el año. Este indicador, de acuerdo con la *OMS* puede utilizarse en *EIS* como un valor de referencia anual para la cuantificación de los impactos de largo plazo asociados a la exposición poblacional a ozono.

3.4.2. Cálculo de muertes evitables

Los estudios seleccionados reportan los riesgos relativos (RR) que cuantifican la magnitud de los efectos por la exposición a partir de incrementos de 10 µg/m³, para identificar los impactos a concentraciones menores es necesario transformar la unidad de cambio a 1 µg/m³., para ello se ejecuta la siguiente ecuación:

$$FCR = e^{\ln(RR)/UC}$$

Donde:

RR: Corresponde al RR del estudio seleccionado (ver Tabla 3-1)

UC Unidad de cambio del RR seleccionado

Si se considera como ejemplo el valor medio del RR de ozono de la Tabla 3-1, entonces la ecuación queda expresada de la siguiente forma:

$$FCR = e^{\ln(1.014)/10}$$

$$FCR = 1.001391$$

Finalmente, los casos atribuibles se calculan de acuerdo con lo especificado en la siguiente fórmula:

$$\text{Muertes evitables} = \text{Número de casos} - \frac{\text{Número de casos}}{e^{\ln(FCR) * \Delta \text{exposición}}}$$

Donde:

Número de casos: Muertes en el grupo de edad y causa de mortalidad de análisis (ver Tabla 3-1);

Δexposición: Resultado de restar al promedio anual el valor contrafactual. Para este estudio el promedio anual puede ser a escala municipal, de ciudad, zona metropolitana o nacional.

FCR: Corresponde a la o los RR seleccionados para este estudio, transformados a una unidad de cambio y que están indicados en la Tabla 3-1.

Continuando con el ejemplo de ozono, tenemos que la ecuación para la alcaldía de Tlalpan queda expresada de la siguiente manera:

$$\begin{aligned} \text{Muertes evitables} &= \text{Número de casos} - \frac{286}{e^{\ln(1.001391) \times 56.9}} \\ \text{Muertes evitables} &= 22 \end{aligned}$$

En la ecuación del ejemplo anterior, el número 286 corresponde al número de muertes por causas respiratorias en población mayor de 30 años en el 2015 en la alcaldía de Tlalpan y el 56.9⁴ corresponde a la estimación de la métrica SOMO35 de ozono para la alcaldía y año anteriormente mencionado.

3.4.3. Validación del modelo de estimación de exposición.

Para evaluar el modelo de estimación de la exposición a escala municipal se realizó una validación de las estimaciones a partir de los promedios diarios de PM_{2.5} de todas las estaciones del país, utilizando como método la validación cruzada dejando uno afuera (Leave-one-out cross-validation – “LOOCV”) (Berrar, 2019).

⁴ Para la métrica SOMO35 no se resta un valor contrafactual a un promedio anual dado que la métrica está construida sobre excedencias de 35 ppb, la métrica en si misma contiene esa operación matemática.

El proceso metodológico de validación implica que toda la información de una estación de monitoreo se excluye del análisis y a partir del resto de las estaciones se estima la concentración de esa estación excluida. El resultado permite comparar la concentración estimada contra la medición real. Esto se realizó para cada día y para cada estación de monitoreo que tuvo mediciones de PM_{2.5}. El procedimiento seguido para la estimación fue el mismo que se utilizó para estimar la concentración por AGEB descrito en la sección 3.2.4.

La concordancia entre los valores medidos y los estimados serán evaluados mediante un análisis gráfico de Bland-Altman, este método cuantifica la diferencia media resultante entre los valores medidos y los estimados (*bias* o sesgo) y un rango de confianza, entre los cuales se espera que se incluyan el 95% de las diferencias entre ambos valores (Giavarina, 2015).

El análisis gráfico de este método indica que la concordancia entre los métodos es mejor cuando las diferencias tienden a cero. La representación gráfica de los límites permite revelar la concordancia entre ambos métodos, establecen el rango en el que se encontrarán las diferencias entre los datos medidos y estimados en un 95% de las veces aproximadamente. Cuanto menor sea el rango entre los límites, mejor será la concordancia, un rango amplio implica una menor precisión. Si los límites no exceden una diferencia aceptable máxima, establecida *a priori*, se considerará que las mediciones están en concordancia (Giavarina, 2015).

Capítulo 4. Evaluación de Impacto en Salud en México

4.1. Área de estudio seleccionada

Los análisis y resultados de este trabajo fueron realizados a escala municipal, al final la información se agrupó en concordancia con la clasificación del sistema de ciudades establecida en el Sistema Urbano Nacional (SUN).

Para el caso del análisis por exposición a $PM_{2.5}$, el área de estudio estuvo conformada por 70 municipios distribuidos en 15 ciudades que, de acuerdo con el SUN, corresponden a dos conurbaciones y trece zonas metropolitanas (ver Figura 4-1). Destaca el caso del estado de Guanajuato en dónde fue posible incluir a dos de sus zonas metropolitanas y dos conurbaciones.

La Tabla 4-1 muestra el número de municipios seleccionados para el análisis, la ciudad a la que pertenecen y su población. El total de población de las 15 ciudades analizadas fue de 36 771 741, siendo el Valle de México, Guadalajara y Monterrey las de mayor población y municipios incluidos.

Con excepción de las conurbaciones de Irapuato y Salamanca del estado de Guanajuato, el resto de las ciudades analizadas correspondió a zonas metropolitanas. Las 15 ciudades incluidas para el análisis de los impactos por $PM_{2.5}$ se encontraron distribuidas en 13 entidades del país.

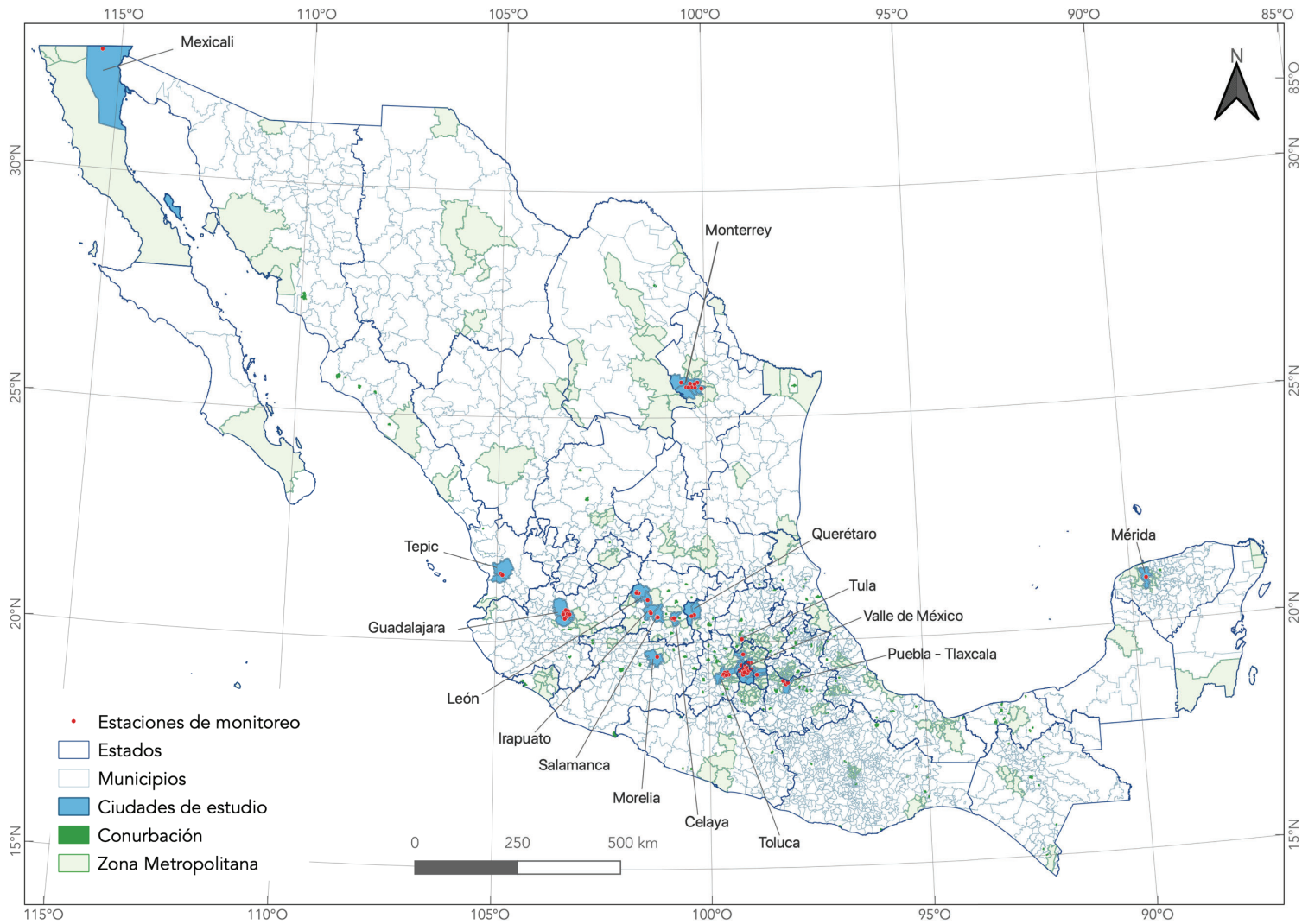
Para el caso del análisis por exposición a ozono, el área de estudio estuvo conformada por 67 municipios distribuidos en 14 ciudades que, de acuerdo con el SUN, corresponden a dos conurbaciones y doce zonas metropolitanas. En el estado de Guanajuato, al igual que para $PM_{2.5}$, fue posible incluir a dos de sus zonas metropolitanas y dos conurbaciones (Figura 4-2).

Tabla 4-1. Número de municipios y población en ciudades analizadas para PM_{2.5}.

Tipo de ciudad	Entidad	Ciudad	Población	Número de municipios
Zona Metropolitana	Baja California	Mexicali	988 417	1
Zona Metropolitana	Nuevo León	Monterrey	4 245 510	9
Zona Metropolitana	Nayarit	Tepic	471 026	2
Zona Metropolitana	Jalisco	Guadalajara	4 725 603	6
Zona Metropolitana	Guanajuato	León	1 768 193	2
Conurbación	Guanajuato	Irapuato	574 344	1
Conurbación	Guanajuato	Salamanca	273 271	1
Zona Metropolitana	Guanajuato	Celaya	494 304	1
Zona Metropolitana	Morelia	Morelia	784 776	1
Zona Metropolitana	Querétaro	Querétaro	1 216 890	3
Zona Metropolitana	Estado de México	Toluca	1 512 455	5
Zona Metropolitana	Hidalgo	Tula	58 173	2
Zona Metropolitana	Ciudad de México Estado de México	Valle de México	17 036 983	32
Zona Metropolitana	Puebla Tlaxcala	Puebla-Tlaxcala	1 729 433	3
Zona Metropolitana	Yucatán	Mérida	892 363	1

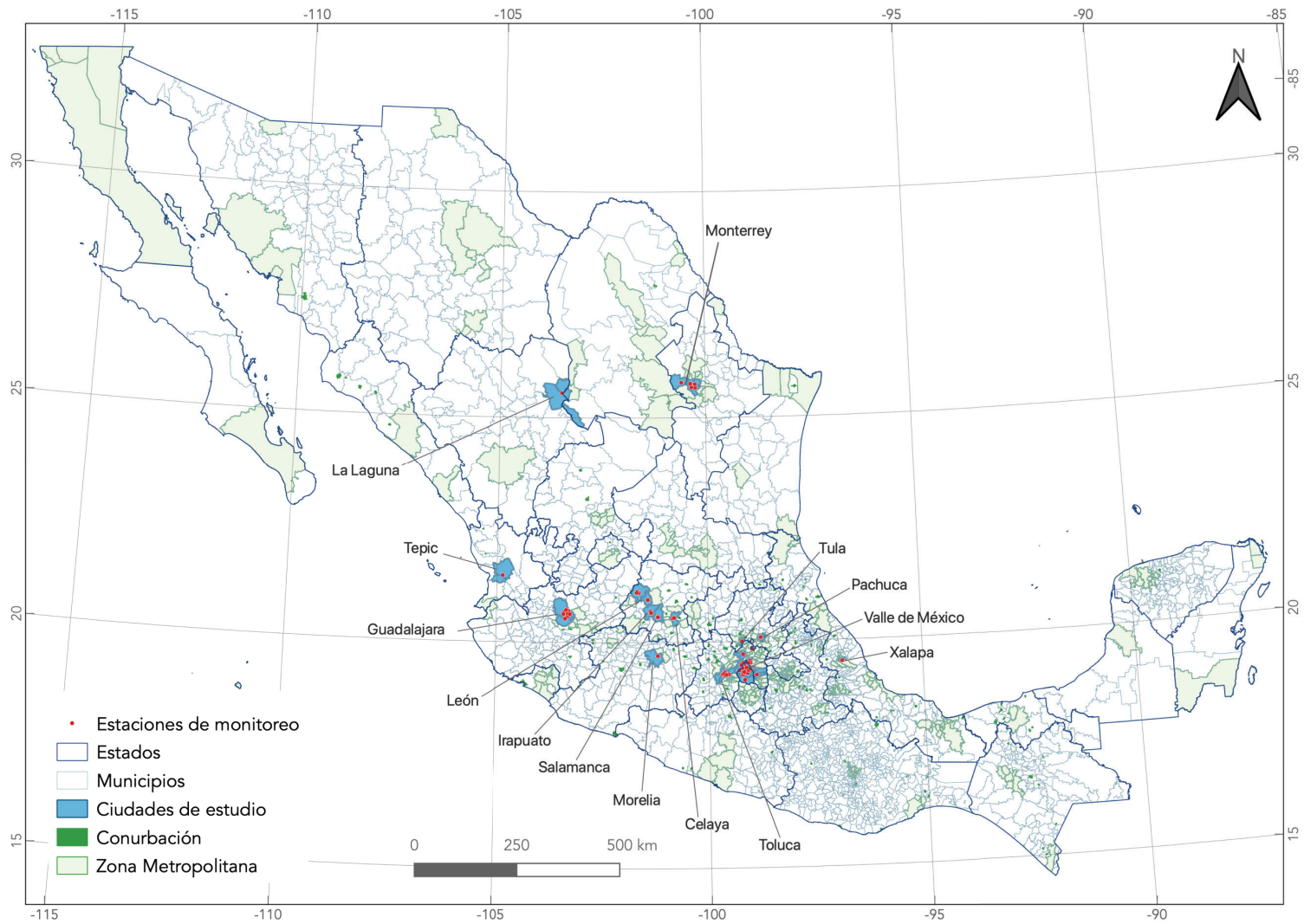
Fuente: Elaboración propia

Figura 4-1. Ciudades de análisis para PM_{2.5}



Fuente: Elaboración pro

Figura 4-2. Ciudades de análisis para ozono



Fuente: Elaboración propia

La Tabla 4-2 muestra el número de municipios seleccionados para el análisis por ozono, la ciudad a la que pertenecen y su población. El total de población de las 14 ciudades analizadas fue de 33 526 996, siendo el Valle de México, Guadalajara y Monterrey las de mayor población y municipios incluidos.

Con excepción de las conurbaciones de Irapuato y Salamanca del estado de Guanajuato, el resto de las ciudades analizadas correspondió a zonas metropolitanas. Las 14 ciudades incluidas para el análisis de los impactos por ozono se encontraron distribuidas en 11 entidades del país.

Tabla 4-2. Número de municipios y población en ciudades analizadas para ozono.

Tipo de ciudad	Entidad	Ciudad	Población	Municipios
Zona Metropolitana	Nuevo León	Monterrey	3 615 075	7
Zona Metropolitana	Coahuila	La Laguna	1 174 885	3
Zona Metropolitana	Durango			
Zona Metropolitana	Nayarit	Tepic	471 026	2
Zona Metropolitana	Jalisco	Guadalajara	4 725 603	6
Zona Metropolitana	Guanajuato	León	1 768 193	2
Conurbación	Guanajuato	Irapuato	574 344	1
Conurbación	Guanajuato	Salamanca	273 271	1
Zona Metropolitana	Guanajuato	Celaya	494 304	1
Zona Metropolitana	Morelia	Morelia	784 776	1
Zona Metropolitana	Hidalgo	Pachuca	427 551	2
Zona Metropolitana	Hidalgo	Tula	68 247	2
Zona Metropolitana	Estado de México	Toluca	1 512 455	5
Zona Metropolitana	Ciudad de México	Valle de México	17 156 425	33
Zona Metropolitana	Estado de México			
Zona Metropolitana	Veracruz	Xalapa	480 841	1

Fuente: Elaboración propia

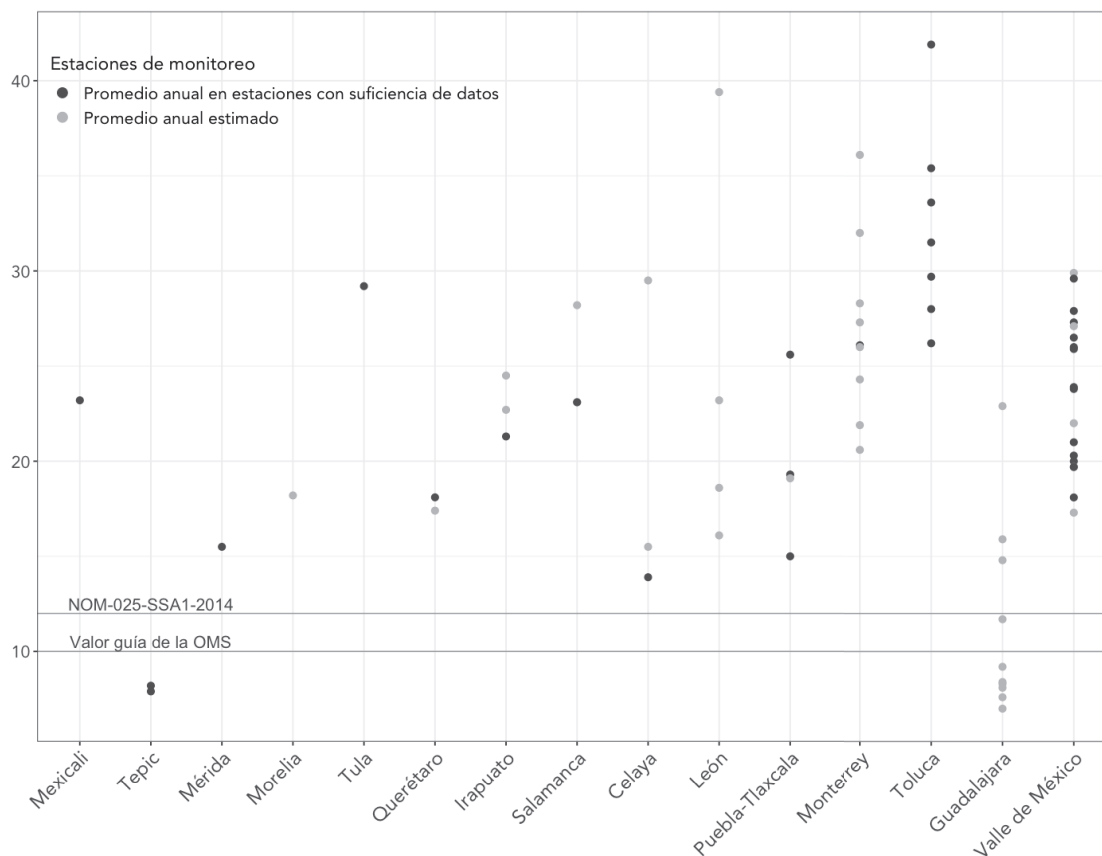
En la figura Figura 4-1 y Figura 4-2 permite distinguir aquellas conurbaciones y zonas metropolitanas que, de acuerdo con la NOM156-SEMARNAT-2012, deberían de vigilar la calidad del aire y que no fue posible incluir al análisis por falta de información o por insuficiencia de datos en las mediciones de las estaciones de monitoreo.

4.2. PM_{2.5} - Estimación de la exposición en municipios del área de estudio

Para el año 2015 fue posible coleccionar la información de un total de 59 estaciones de monitoreo que midieron PM_{2.5}, de las cuales sólo 33 cumplieron con los criterios de suficiencia de datos que se especifican en la NOM-025-SSA1-2014 para el cálculo el promedio anual. Se agregaron 36 estaciones adicionales a partir del análisis de la proporción de PM_{2.5}/PM₁₀.

Dado lo anterior, el número de estaciones de PM_{2.5} consideradas para este estudio fue de 69 correspondiendo el 48% a estaciones con promedio anual de PM_{2.5} y el restante 52% a estaciones con concentración de PM_{2.5} estimada a partir del análisis de proporciones (ver Figura 4-3).

Figura 4-3. Promedio anual de PM_{2.5} (µg/m³) por estación de monitoreo y ciudad.



Fuente: Elaboración propia.

En el *Anexo-A* se muestra la concentración de $PM_{2.5}$ de cada estación de monitoreo considerada para el estudio, especificando aquellas que cumplieron la suficiencia de datos y aquellas que fueron estimadas a partir de una estación de PM_{10} y en el *Anexo-C* es posible observar de manera individual la concentración de $PM_{2.5}$ estimada en cada uno de los municipios de análisis.

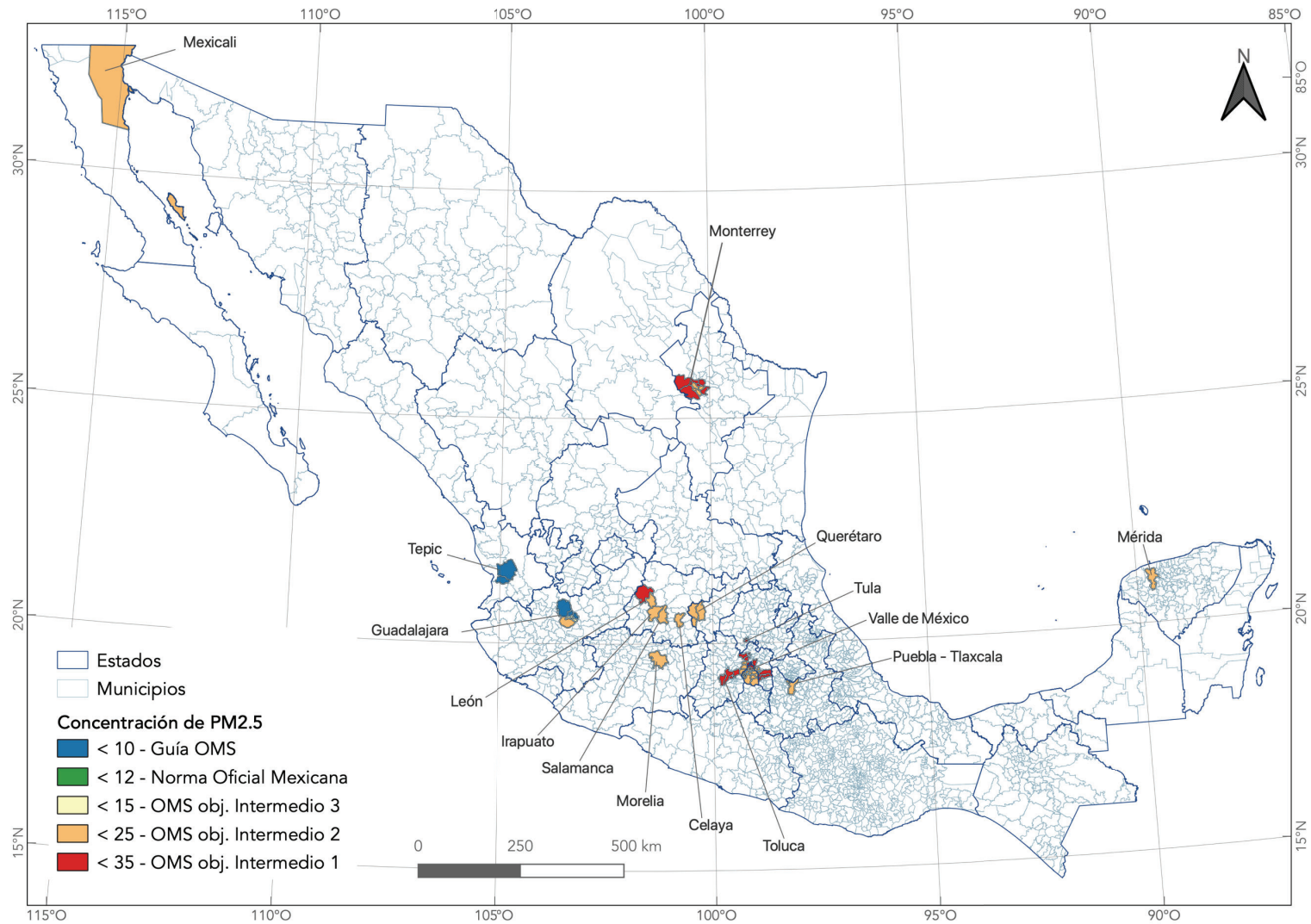
Toluca y la Zona Metropolitana del Valle de México fueron las que lograron una mayor suficiencia de datos para el cálculo del promedio anual en sus estaciones (Figura 4-3), mientras que Guadalajara y Monterrey tuvieron una mayoría de estaciones con concentración estimada a partir del análisis de proporciones.

De los 70 municipios del área de estudio, el 93% excedió el valor de $PM_{2.5}$ recomendado por la OMS de $10 \mu g/m^3$ y el establecido en la NOM de $12 \mu g/m^3$. La Figura 4-4 revela que sólo en municipios de Nayarit y Jalisco se cumplieron los valores recomendados, mientras que las concentraciones más elevadas se presentaron en municipios de Toluca en donde 5 de 6 sobrepasaron los $30 \mu g/m^3$.

4.3. Ozono - Estimación de la exposición en municipios del área de estudio

Para el año 2015 fue posible coleccionar la información de un total de 117 estaciones de monitoreo, de las cuales, sólo 59 (50.4%) cumplieron con la métrica de cumplimiento del 75% de datos durante el año, considerando como métrica diaria el valor del máximo promedio móvil de 8 horas. En el *Anexo-B* se muestra la concentración *SOMO35* de cada una de las estaciones de monitoreo consideradas para el estudio y el *Anexo-D* muestra la concentración estimada en cada uno de los municipios de análisis.

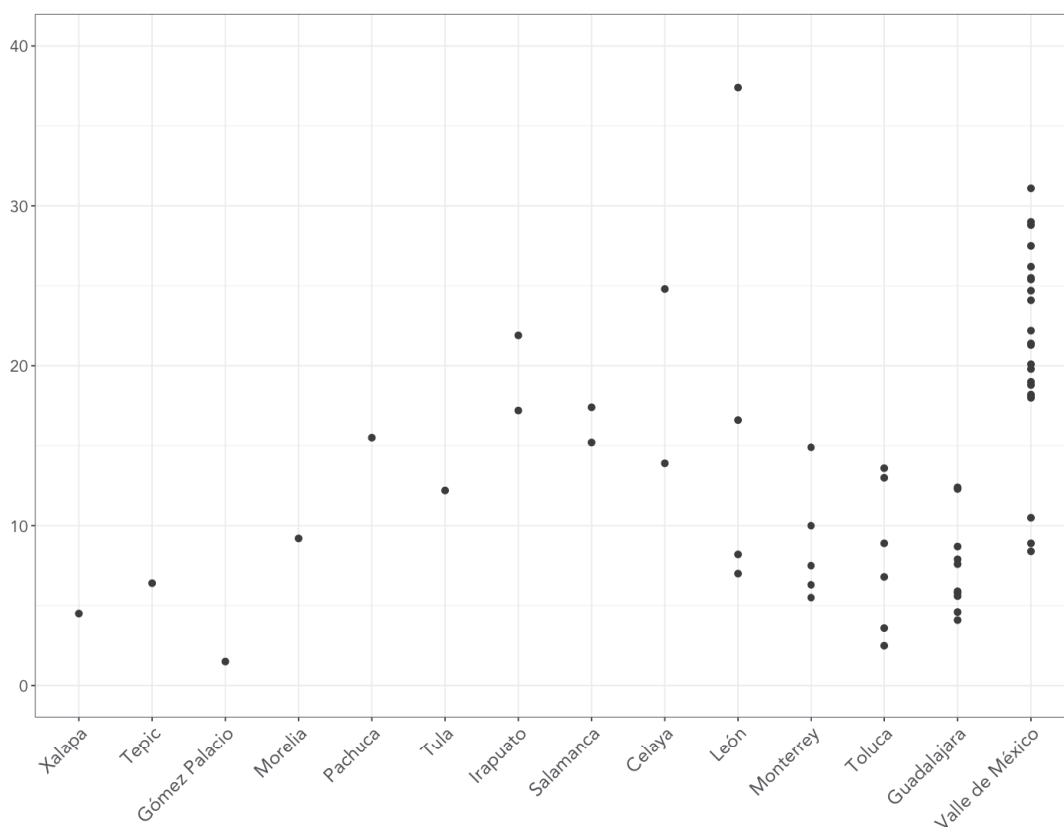
Figura 4-4. Promedio anual estimado de PM_{2.5} (µg/m³) por municipio – 2015.



Fuente: Elaboración propia.

La Figura 4-5 muestra, para cada estación de monitoreo, la concentración acumulada durante el 2015 de los excedentes diarios registrados por arriba de las 35 ppb (*SOMO35*).

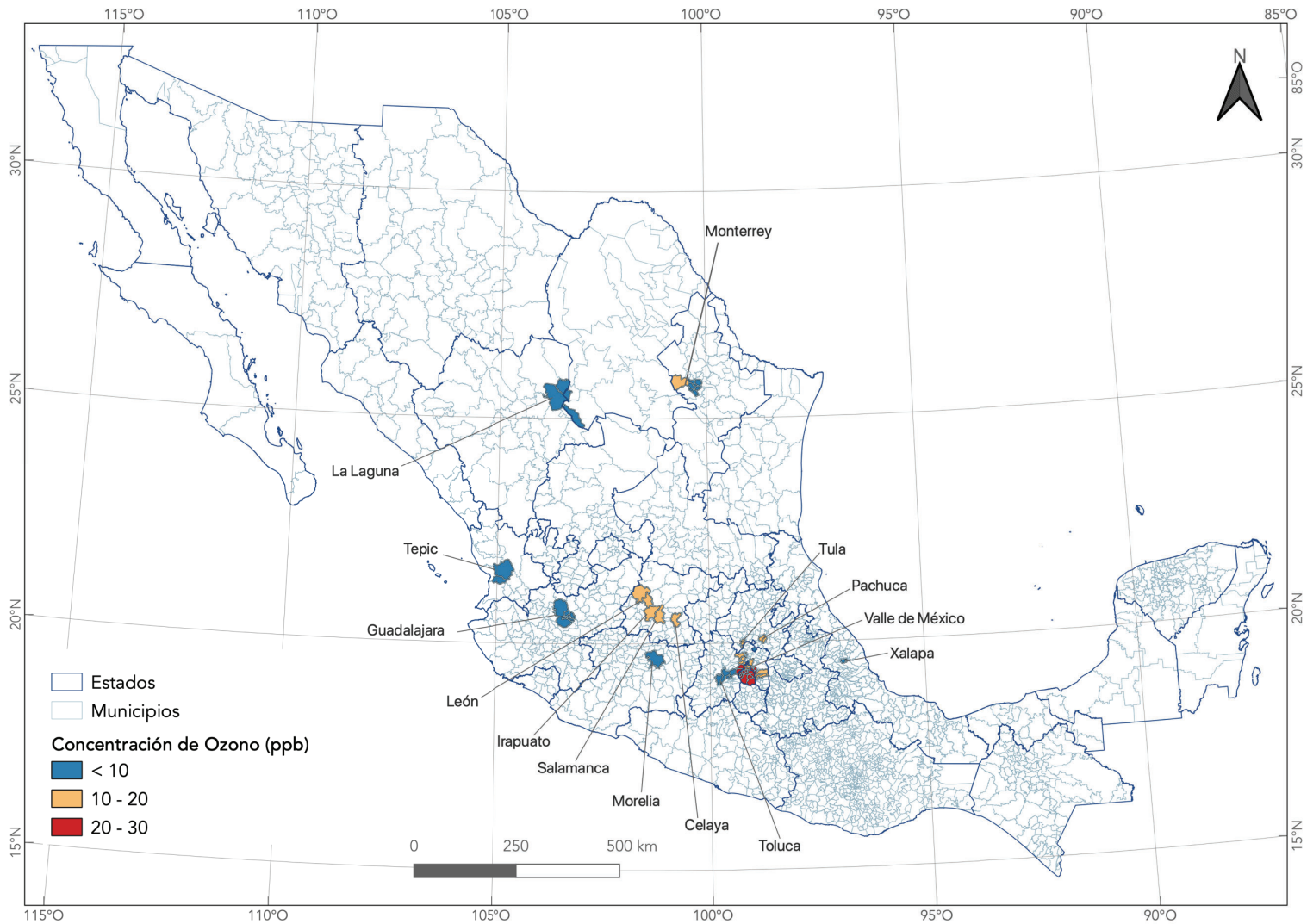
Figura 4-5. *SOMO35* por estación de monitoreo y ciudad (ppb).



Fuente: Elaboración propia.

De acuerdo con la Figura 4-6, el área de estudio para el análisis de ozono quedó conformada por un total de 67 municipios agregados en 14 ciudades, siendo los municipios de la Zona Metropolitana del Valle de México y los del estado de Guanajuato los que presentaron la concentración más elevada bajo la consideración del indicador *SOMO35*.

Figura 4-6. Concentración de ozono por municipio (SOMO35, ppb) – 2015.



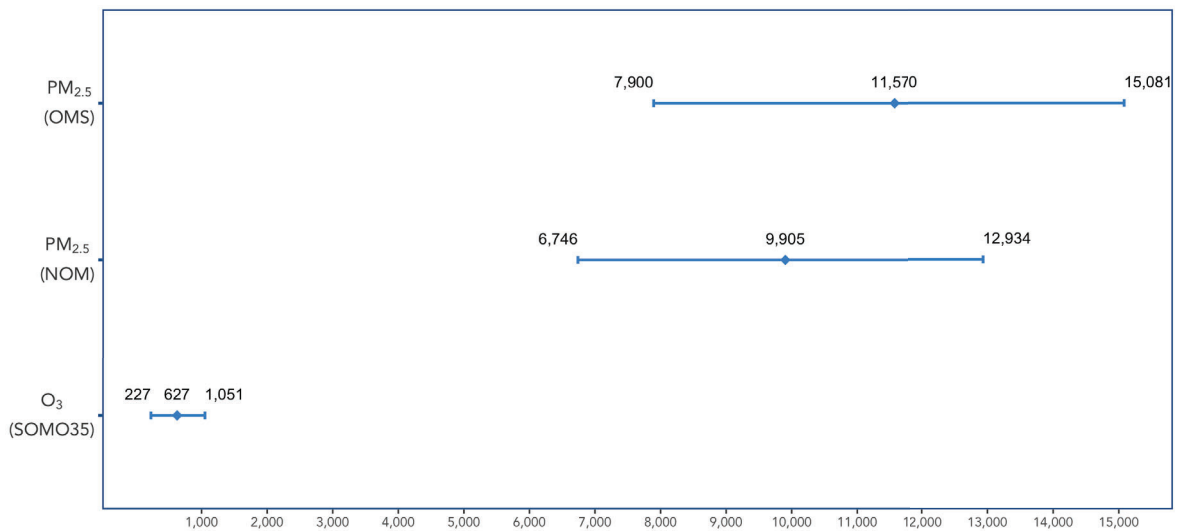
Fuente: Elaboración propia.

4.4. Impactos en salud (casos evitables)

La Figura 4-7 resume el impacto en salud por la exposición a $PM_{2.5}$ y ozono en México para el año 2015, revela que de haberse cumplido el valor límite de $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ especificado en la NOM-025-SSA1-2014, se hubieran evitado en promedio 9,900 muertes asociadas a la exposición por $PM_{2.5}$; esta cifra se incrementa a las 11,570 si consideramos el escenario contrafactual de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ establecido en las guías de calidad del aire de la OMS (WHO, 2006). Por otro lado, los casos evitables asociados a la exposición a ozono ascendieron a 627, comparado con partículas resulta un número bajo, esto obedece a que la FCR utilizada aplica sólo para mortalidad por causas respiratorias.

Para $PM_{2.5}$ la estimación de muertes evitables se calculó para 15 años y mayores, mientras que para ozono fue para 30 años y mayores.

Figura 4-7. Mortalidad evitable 2015 por $PM_{2.5}$ y ozono.



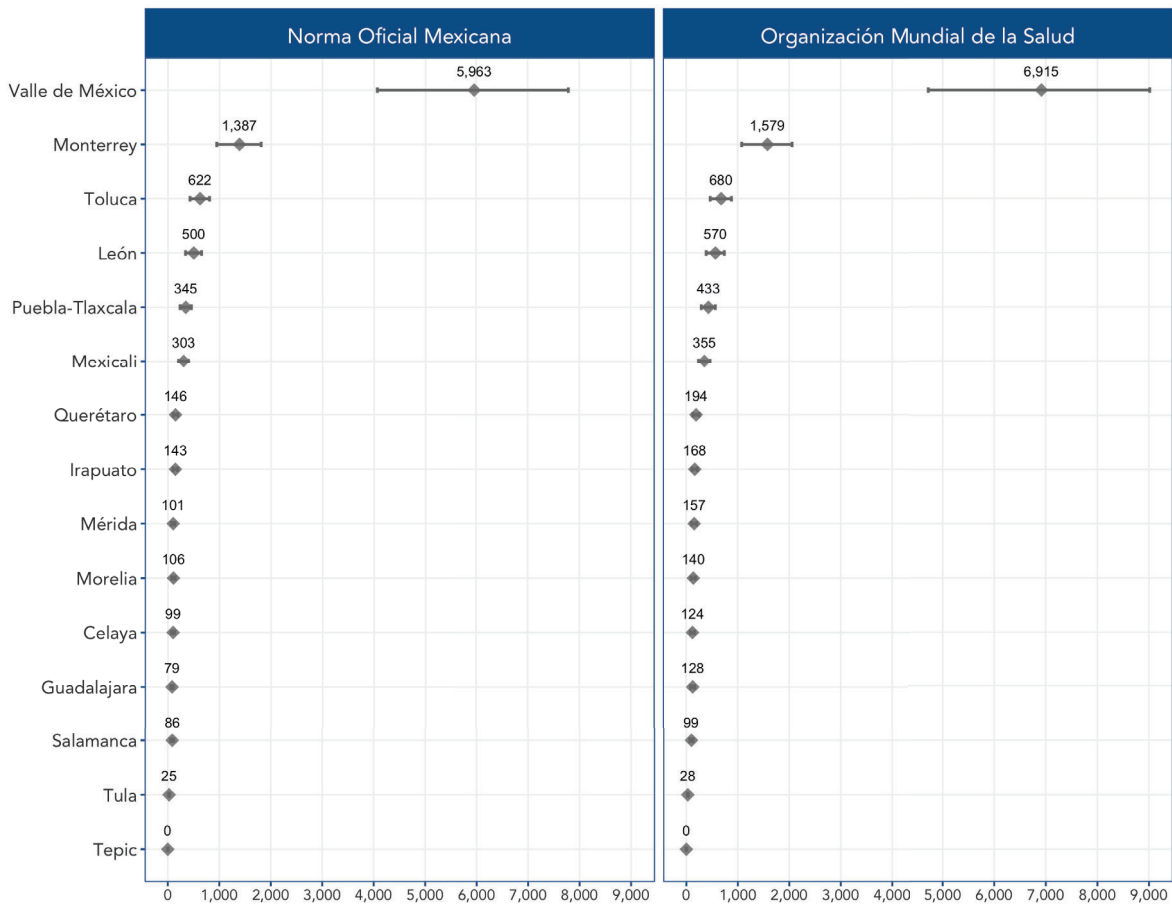
Fuente: Elaboración propia.

Por el tamaño de su población y bajo el escenario contrafactual de cumplimiento de la NOM, el Valle de México presenta el mayor número de casos evitables atribuibles a la exposición a $PM_{2.5}$, mismo que asciende a 6,000 en promedio, seguida de Monterrey con 1,400. Considerando el escenario contrafactual de la OMS las cifras se incrementan a 6,900 y 1,600 respectivamente. Cabe mencionar que los intervalos de confianza de estos resultados sólo consideran la información de la FCR seleccionada y no de la variabilidad de las concentraciones.

Si se realizara una separación de los municipios de la ZMVM por entidad, se podría observar que más de la mitad corresponden sólo a la Ciudad de México con más de 3,500 casos, el mismo comportamiento podría observarse si se considerara el escenario contrafactual de cumplimiento de la OMS (Figura 4-8).

Tepic presentó en sus municipios una concentración promedio anual por debajo de los valores de la NOM y la OMS (Figura 4-4), en consecuencia, sus casos evitables ascienden a cero (Figura 4-8). Bajo la consideración anterior, podemos ejemplificar el caso de la Zona Metropolitana de Guadalajara, dónde los casos evitables corresponden únicamente a los municipios que excedieron los valores contrafactuales, hecho que sólo ocurrió en tres de los seis municipios de esta zona.

Figura 4-8. PM_{2.5} – Mortalidad evitable 2015 según zona y escenario contrafactual.



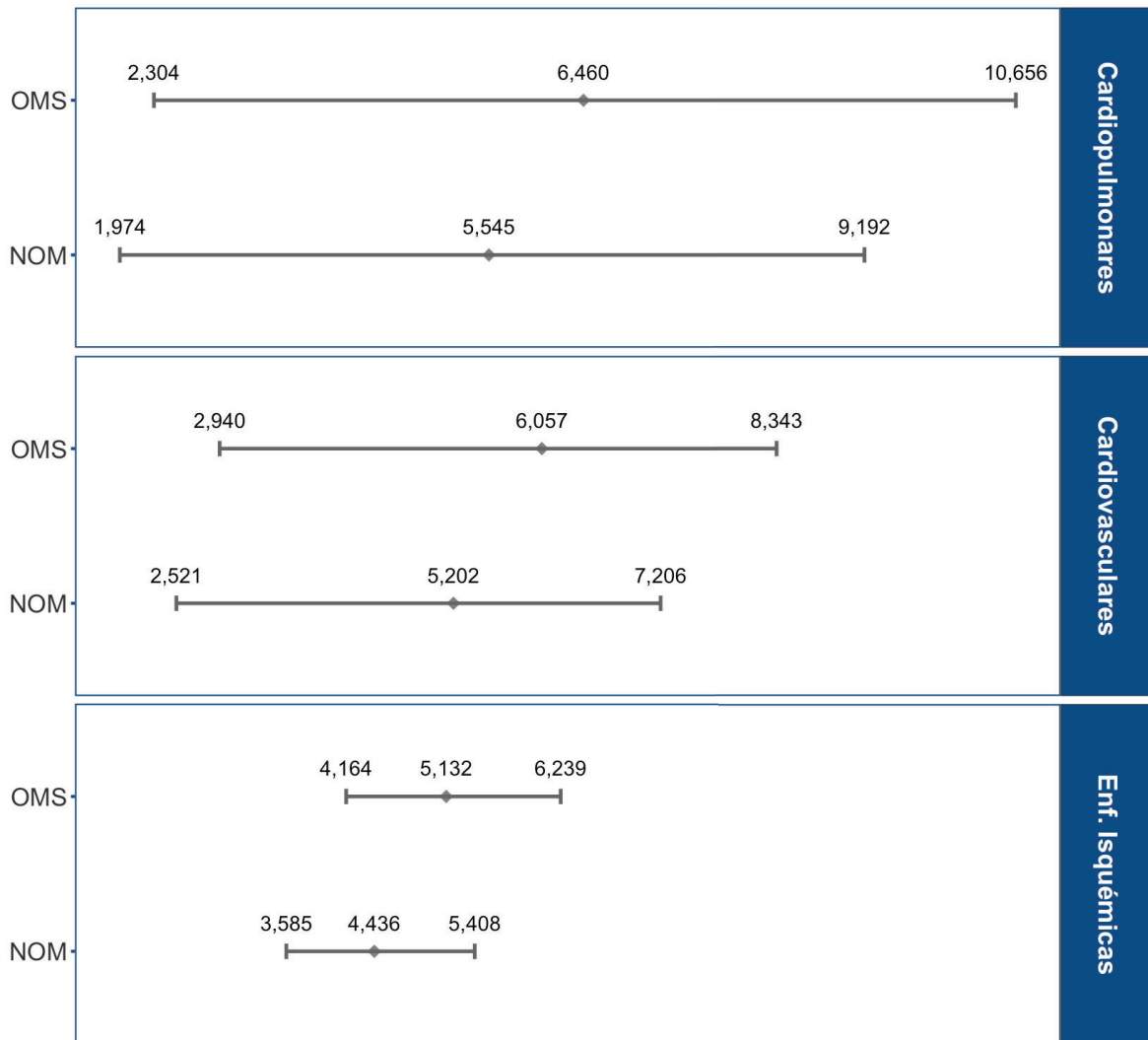
Fuente: Elaboración propia.

La información desagregada de las muertes evitables asociadas a la exposición a PM_{2.5} para cada uno de los municipios analizados y por ciudad puede consultarse en el Anexo-E.

A partir de la Figura 4-9 puede inferirse que las causas cardiopulmonares representan una parte importante de los casos totales asociados a PM_{2.5} con un número aproximado de casos promedio que oscila en los 6,500 y 5,500 bajo la consideración de los escenarios contrafactuales de la OMS y la NOM respectivamente.

Las causas cardiovasculares e isquémicas que se ilustran en la Figura 4-9 tienen un menor peso debido a que están comprendidas dentro de las cardiopulmonares.

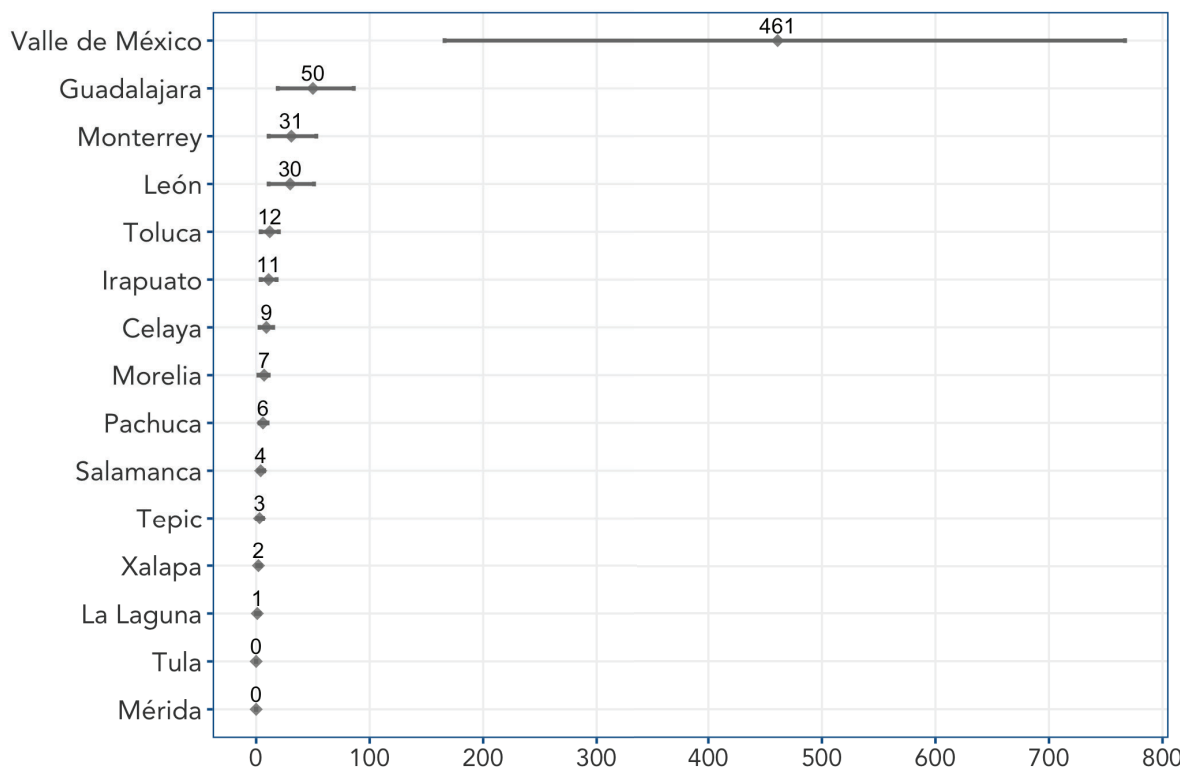
Figura 4-9. PM_{2.5} – Mortalidad evitable 2015 según escenario contrafactual y causa.



Fuente: Elaboración propia.

Para el caso de ozono, la Figura 4-10 revela a la Zona Metropolitana del valle de México como la zona con el mayor impacto con más de 461 muertes evitables en promedio, solamente la Ciudad de México abarca el 66% de este total y rebasa en más de 250 casos a la Zona Metropolitana de Guadalajara, que es la que ocupa el segundo lugar con el mayor número de muertes evitables asociadas a la exposición a ozono.

Figura 4-10. Ozono – Mortalidad evitable 2015 según zona.



Fuente: Elaboración propia.

Para mayor detalle de los casos evitables, en los *Anexos E y F* se muestran las cifras por municipio y causa tanto para $PM_{2.5}$ como para ozono.

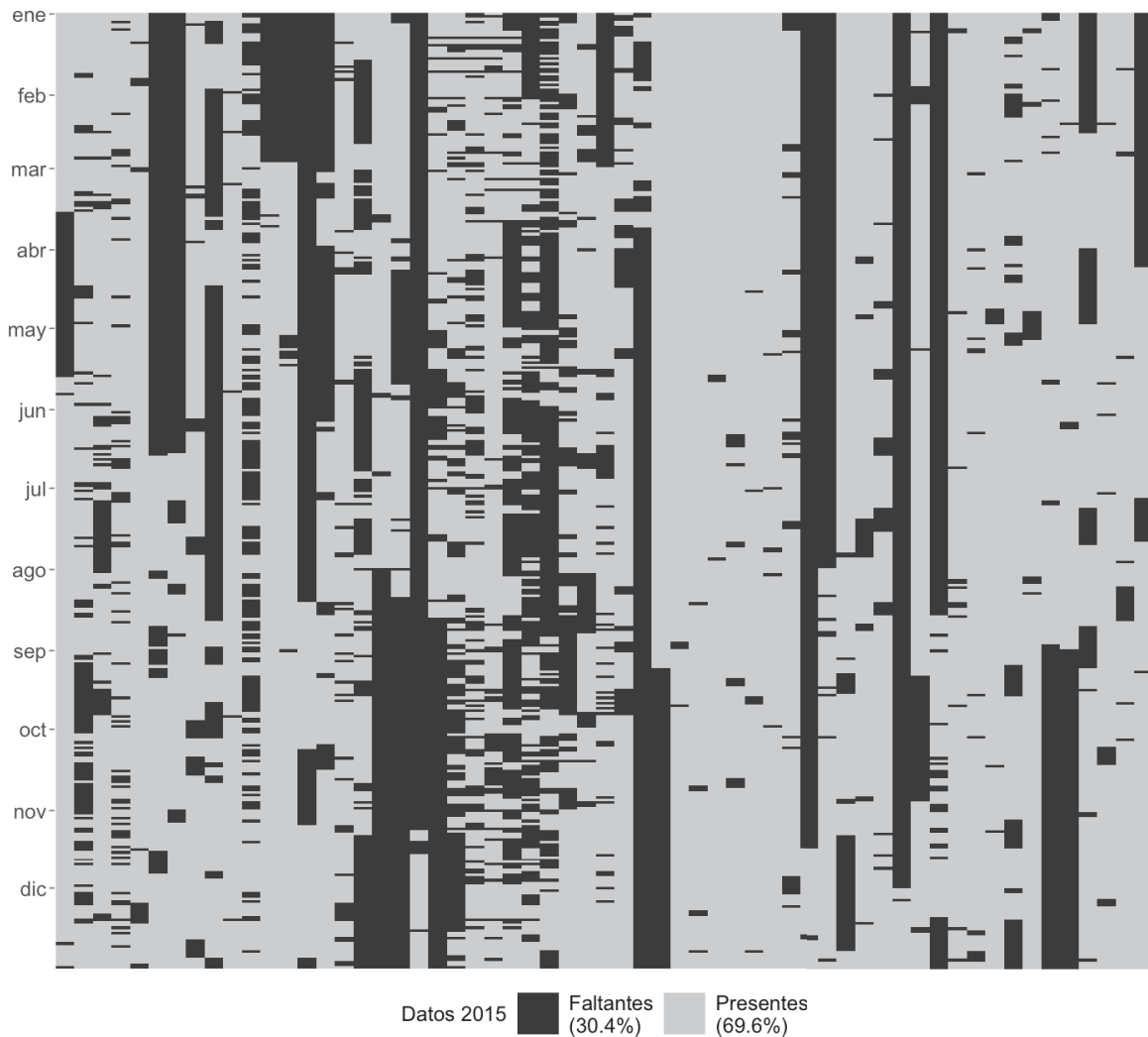
4.5. Validación cruzada del modelo de estimación de la exposición

Con el fin de revelar la calidad del modelo seguido para la estimación de la concentración de los contaminantes, se procedió a realizar una validación de las estimaciones a partir de los promedios diarios de $PM_{2.5}$ de todas las estaciones del país.

4.5.1. Promedios de 24 horas y datos faltantes

El procedimiento seguido para la validación consistió en primer lugar, en la estimación de los valores faltantes de cada estación de monitoreo a partir de las proporciones de $PM_{2.5}/PM_{10}$ de acuerdo con lo especificado en la sección de métodos en el apartado de "Proporción $PM_{2.5}/PM_{10}$ ".

Figura 4-11. Datos faltantes de PM_{2.5} – Promedios de 24 horas.

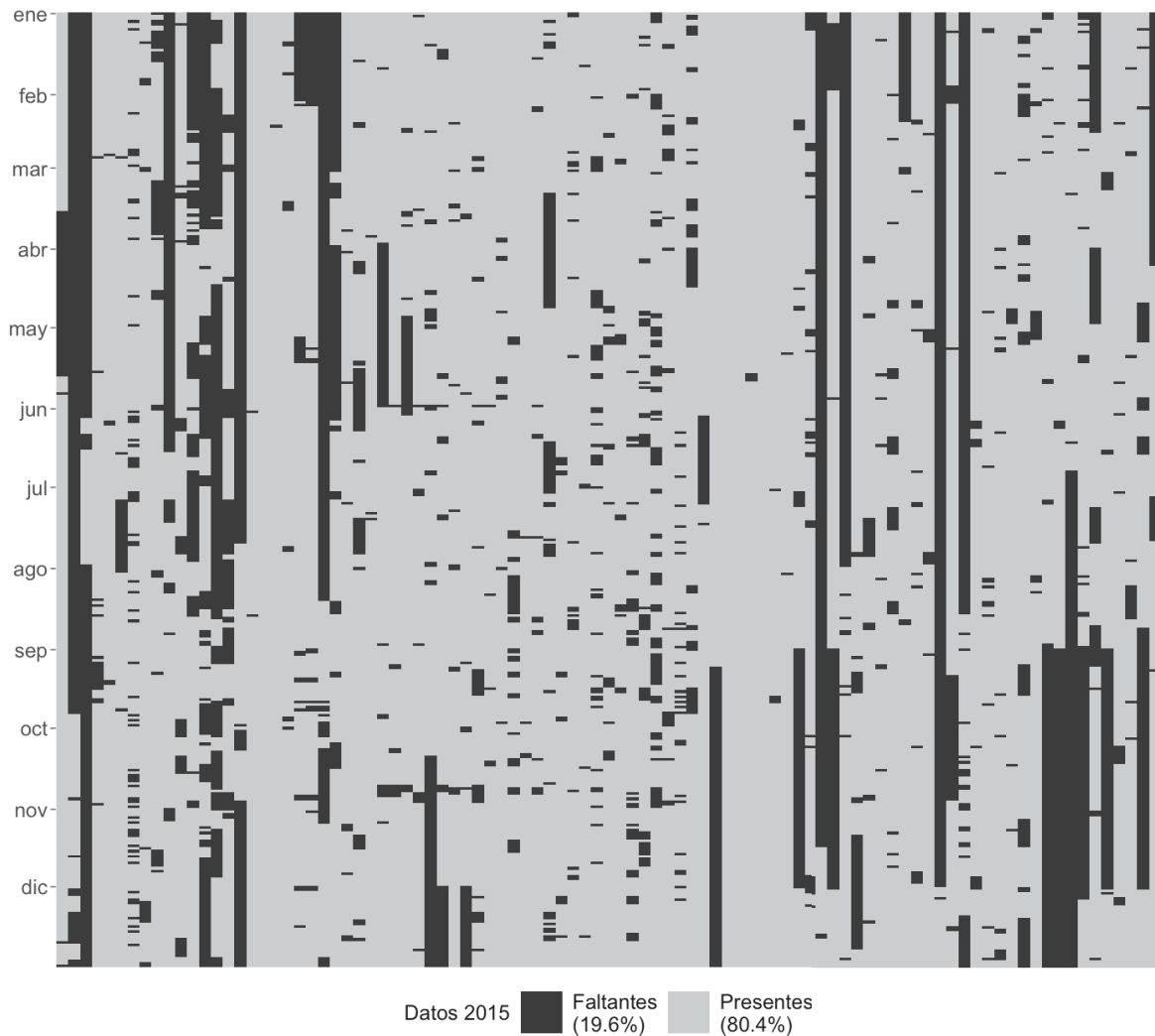


Fuente: Elaboración propia.

Como puede observarse en la Figura 4-11, el porcentaje general de datos diarios faltantes del año 2015 fue del 30%. Este porcentaje de datos faltantes varía entre estaciones, llegando incluso al 87%.

El porcentaje de datos faltantes se redujo al 19% una vez que se completaron los valores faltantes posibles a partir de la proporción PM_{2.5}/PM₁₀ (Figura 4-12).

Figura 4-12. Promedios de 24 horas – Datos medidos y estimados por proporción.



Fuente: Elaboración propia.

El método elegido para completar valores faltantes permite la estimación sólo cuando la estación de monitoreo cuenta con medición de PM_{10} , no es posible realizarla cuando esto no sucede puesto que no hay una concentración a la cuál se le pueda obtener una fracción. Dado lo anterior, pueden entenderse los valores faltantes mostrados en la Figura 4-12.

4.5.2. Validación cruzada dejando uno afuera

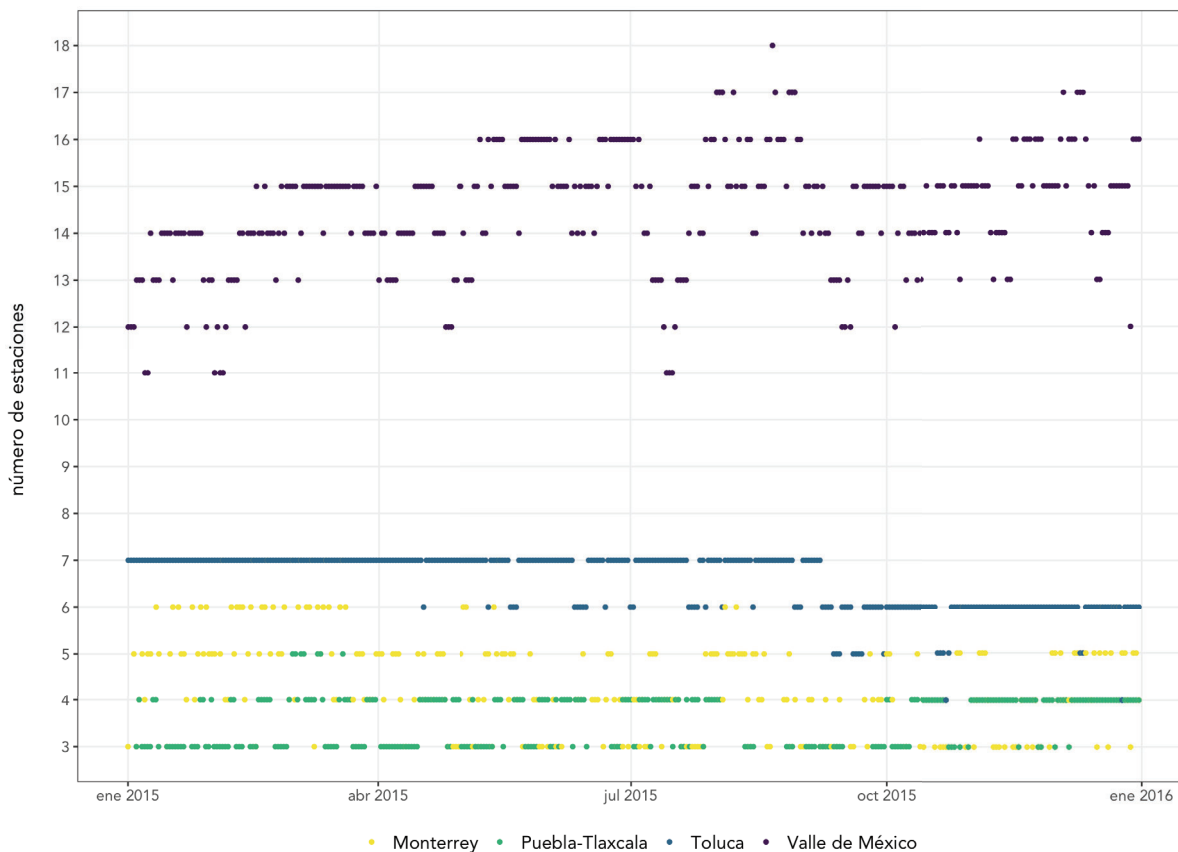
Una vez que se tuvo la malla de datos con los promedios diarios de $PM_{2.5}$ por estación de monitoreo, se procedió calcular la concentración de cada estación de monitoreo utilizando como método la validación cruzada "dejando uno afuera".

Se decidió realizar la validación en las ciudades y días que contaran con al menos 3 estaciones de monitoreo, esto debido a que el proceso metodológico prioriza la ubicación del sitio a estimar y utiliza el IDW como método de cálculo. Si se consideran zonas con sólo dos estaciones, al dejar a una de ellas afuera para validación, entonces la estimación se realizaría a partir de una sola estación y los cálculos del IDW requieren cuando menos dos valores para su realización.

De esta manera, hubo zonas que tuvieron una buena cobertura espacial de las estaciones de monitoreo y otras que estuvieron al límite del análisis. El número de ciudades disponibles para la validación se redujo al excluir a aquellas que tuvieran sólo dos estaciones de monitoreo, de igual manera el número de días con datos disponibles para el análisis se vio reducido debido a la necesidad de contar con al menos tres estaciones de monitoreo para la validación. Al final la validación pudo realizarse para estaciones de monitoreo de Monterrey, Toluca, Puebla-Tlaxcala y Valle de México.

La Figura 4-13 permite visualizar la variación en la disponibilidad de estaciones por día para la realización de las validaciones, por ejemplo, existieron días en los que en Monterrey el análisis fue posible con un máximo de 7 estaciones, en Puebla-Tlaxcala con 5, Toluca con 7 y Valle de México con 18; en contraparte, el mínimo de estaciones utilizadas fue de 3 para Monterrey y Puebla-Tlaxcala, 4 para Toluca y 11 para el Valle de México.

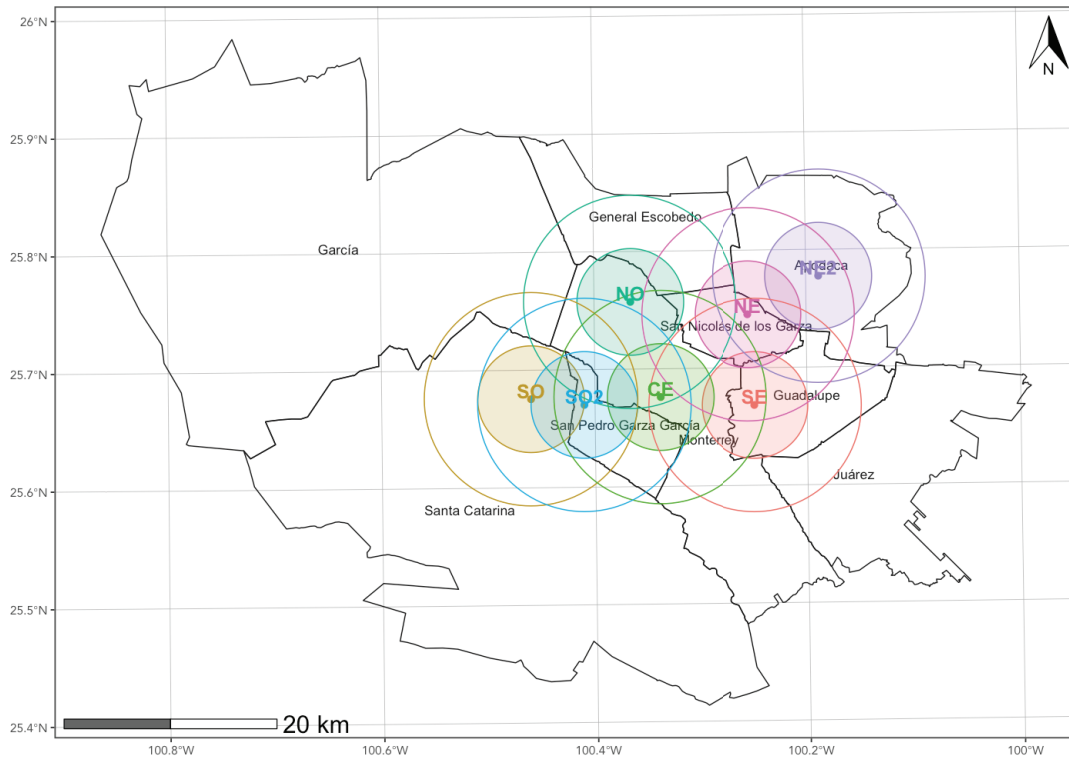
Figura 4-13. Número de estaciones utilizadas para la validación del modelo.



Fuente: Elaboración propia.

La Figura 4-14 muestra el caso de Monterrey en dónde puede observarse la cobertura municipal que las estaciones de monitoreo proporcionan para la estimación de la exposición de la población y el alcance de los buffers de 5 y 10 km en el área de estudio. En el Anexo-G se muestra la cobertura espacial de las estaciones de monitoreo de cada zona y los buffers de 5 y 10 km utilizados para el análisis.

Figura 4-14. Monterrey: Estaciones de monitoreo y cobertura de buffers de 5 y 10 km.



Fuente: Elaboración propia.

4.5.3. Comparación de valores medidos contra observados

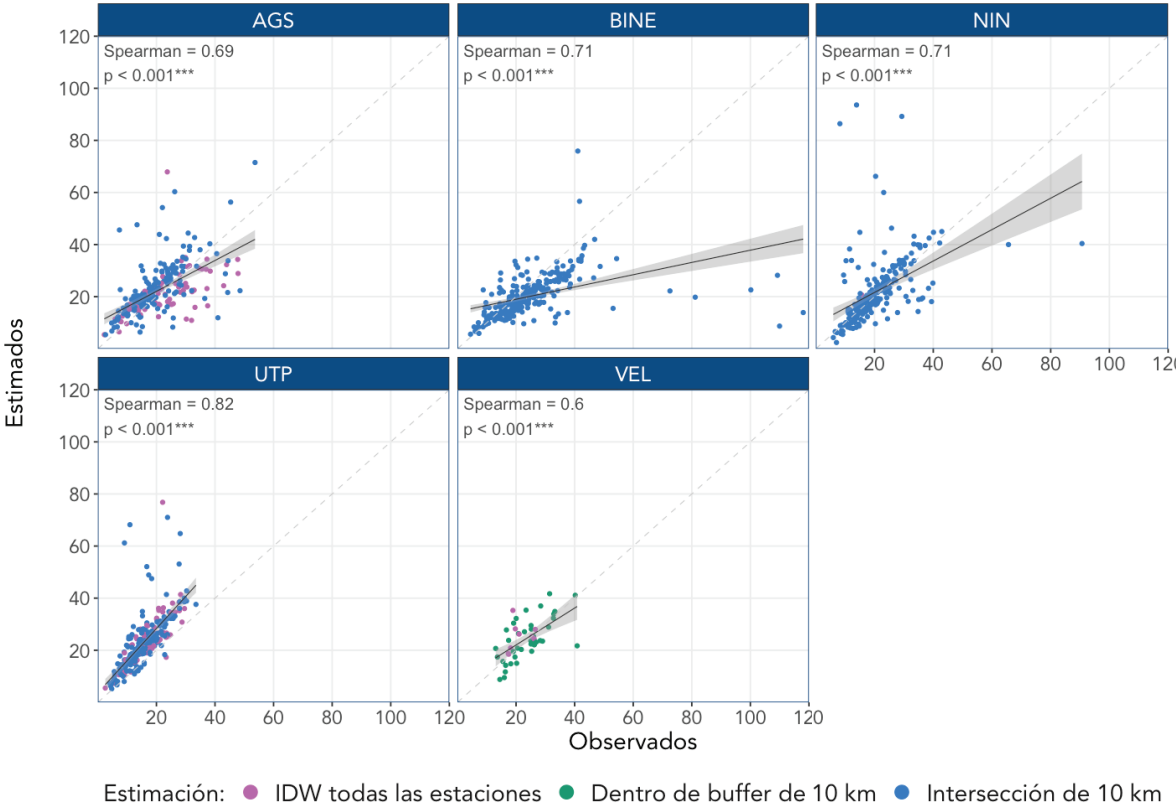
A partir de los resultados de la validación cruzada dejando uno afuera, se procedió a comparar de manera gráfica los valores medidos contra los observados, se calculó el coeficiente de correlación de Spearman para cada estación, se eligió este tipo de correlación debido a que los datos tenían una distribución no normal.

A medida que el número de estaciones utilizadas para la estimación de la concentración se incrementa, también mejora la predicción de la concentración, esto se puede ver en los diagramas de dispersión de cada zona y estación de monitoreo que se muestran en el *Anexo-H*.

Para ilustrar lo descrito anteriormente, se muestra en la Figura 4-15 el caso de las estaciones de Puebla, en ella podemos ver cómo la nube de puntos se aleja de la

línea recta de color gris que ilustra la correlación perfecta de uno a uno. En la gráfica puede observarse cómo las estaciones BINE, NIN y UTP se ven afectadas por valores extremos, afectando la correlación de las estimaciones.

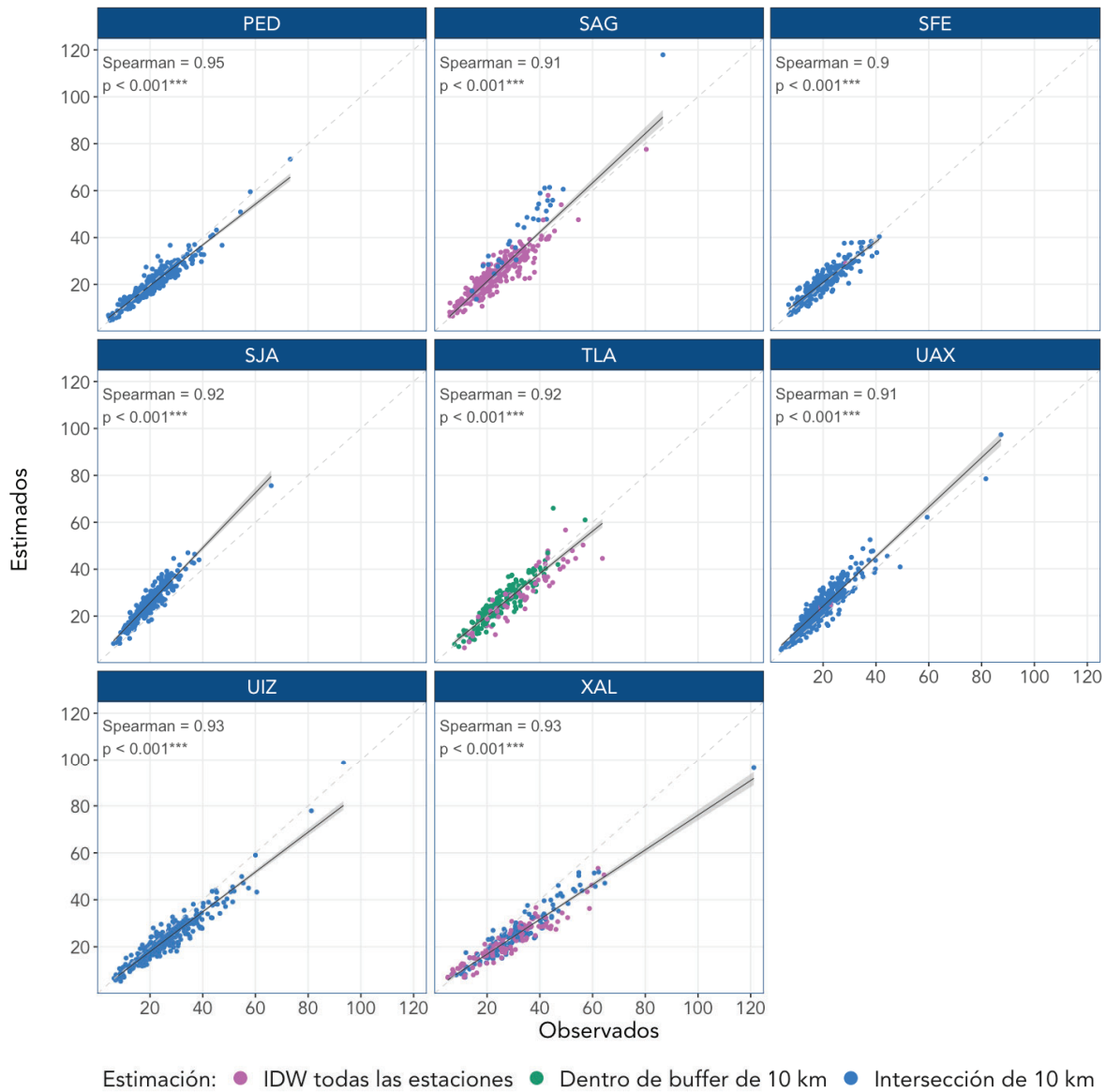
Figura 4-15. Valores medidos vs estimados de PM_{2.5} – Puebla.



Fuente: Elaboración propia.

La correlación más alta entre los valores medidos por las estaciones de monitoreo y las concentraciones estimadas se presentó en la Zona Metropolitana del Valle de México, hecho que se revela en la Figura 4-16 en dónde es posible observar de forma gráfica este comportamiento, la imagen incluye 8 de las 20 estaciones analizadas, el resto puede revisarse en el Anexo-H.

Figura 4-16. Valores medidos vs estimados de PM_{2.5} – ZMVM.



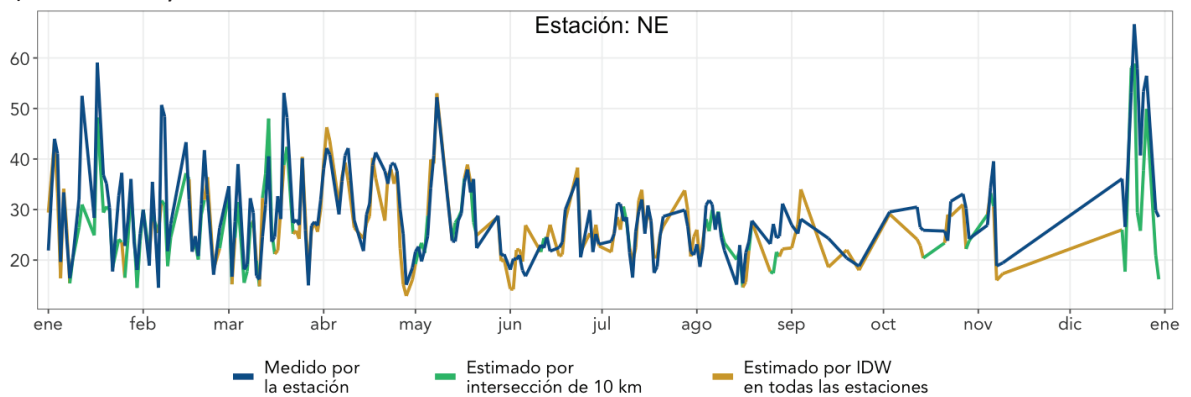
Fuente: Elaboración propia.

Los gráficos de las figuras 4-15 y 4-16 tienen la ventaja de que permiten visualizar, para cada punto, a que parte del método de estimación de la concentración correspondió la estimación de su concentración; es decir, podemos visualizar gráficamente si la concentración se estimó considerando su localización al interior de la intersección de buffers o fuera de ellos.

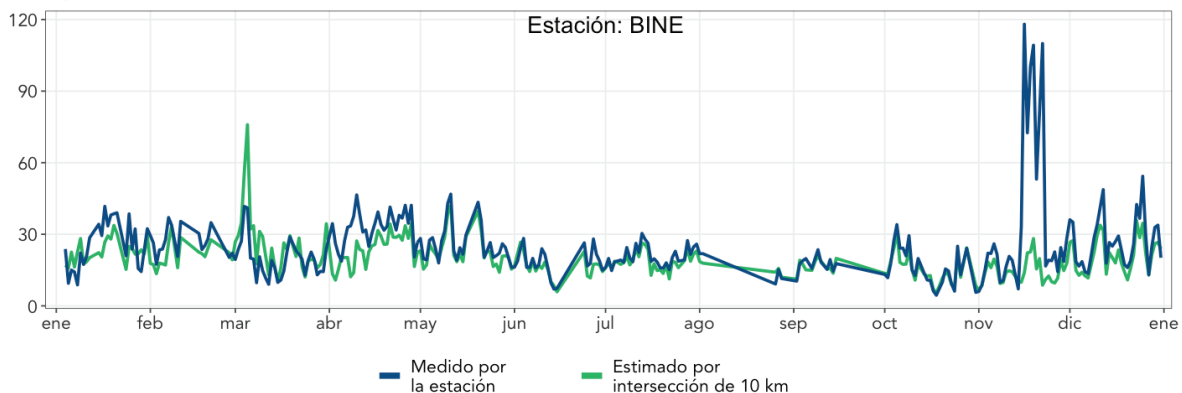
La precisión de las estimaciones varía dependiendo la ciudad siendo mejores en Valle de México y Monterrey en comparación a Puebla-Tlaxcala y Toluca (Figura 4-17 y Anexo-I). Esta precisión, es posible visualizarla a partir de la distribución diaria de las estimaciones observadas contra las estimadas e identificar aquellas estaciones en dónde se obtiene una mejor aproximación a la tendencia observada; de igual forma es posible identificar el tipo de método de estimación con mejor aproximación a la medición observada, tal y como se ejemplifica en la Figura 4-17 y con mayor detalle, para cada zona y estación en el Anexo-I.

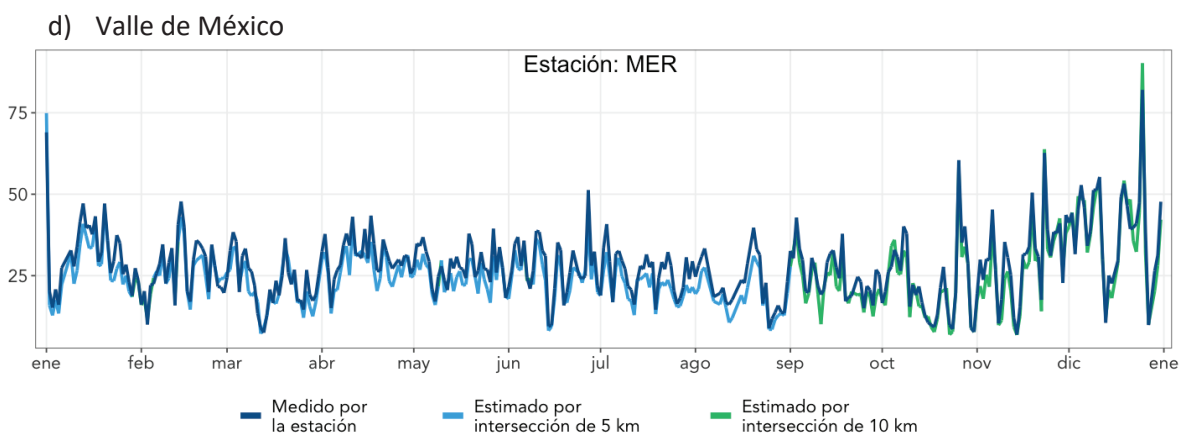
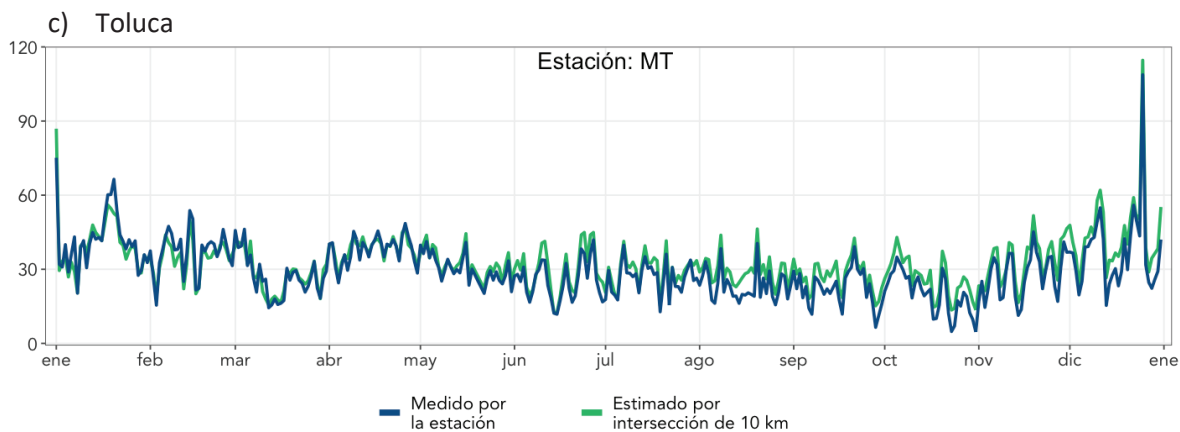
Figura 4-17. Comparación de tendencias de valores medidos vs estimados de $PM_{2.5}$.

a) Monterrey



b) Puebla





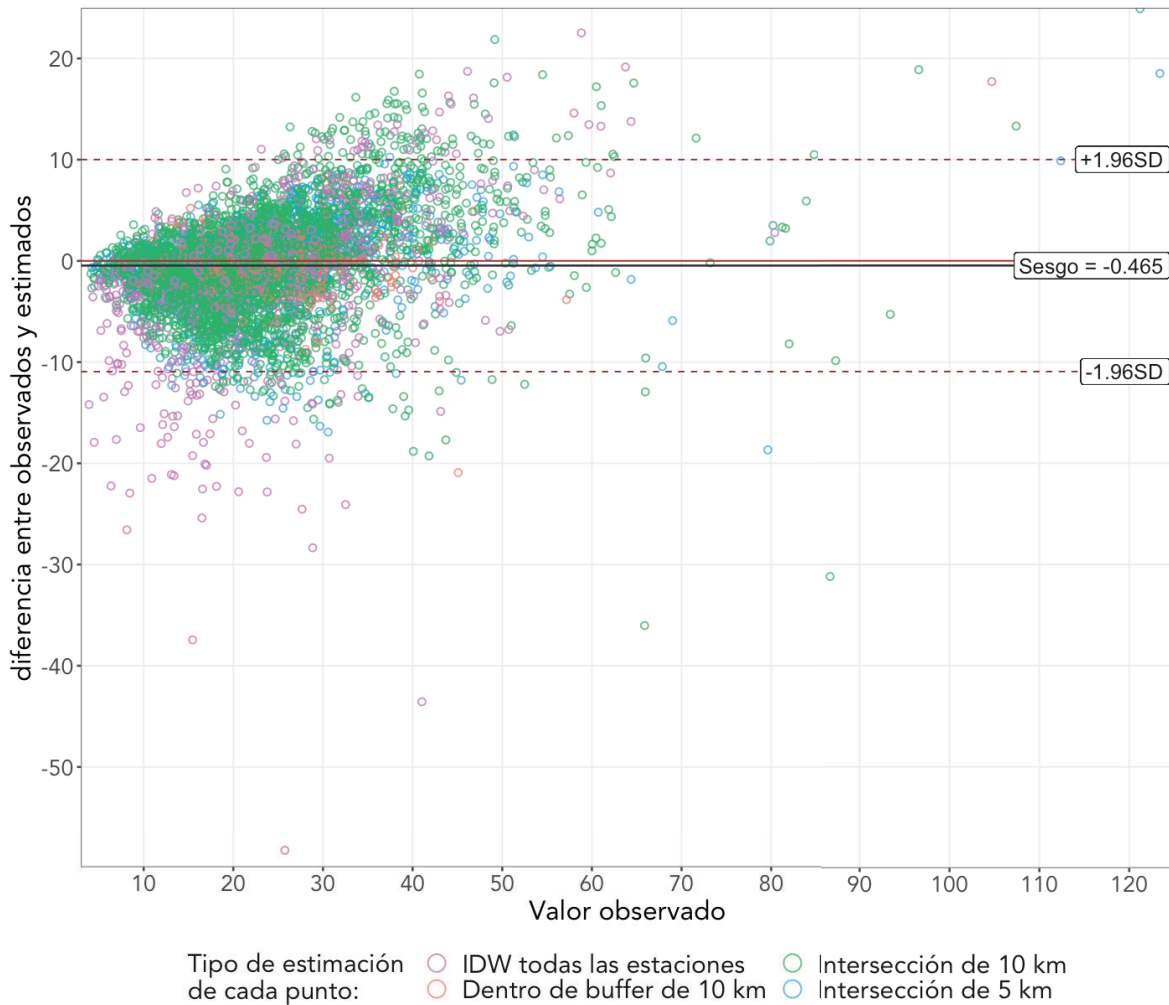
Fuente: Elaboración propia.

4.5.4. Análisis de concordancia de las estimaciones

Se realizó un análisis gráfico de Bland-Altman para comparar la concordancia entre los valores medidos contra los estimados. Para este tipo de gráfico es importante observar si la variabilidad de las diferencias es consistente a lo largo del rango de valores y en torno a la línea de la diferencia media, o si por el contrario se detectan anomalías.

El Valle de México presentó la mejor concordancia entre los valores medidos y estimados Figura 4-18, los resultados indican que el método de estimación subestima en promedio $0.46 \mu\text{g}/\text{m}^3$, considerando los valores de todas las estaciones de monitoreo, la concordancia osciló de los -11 a los $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

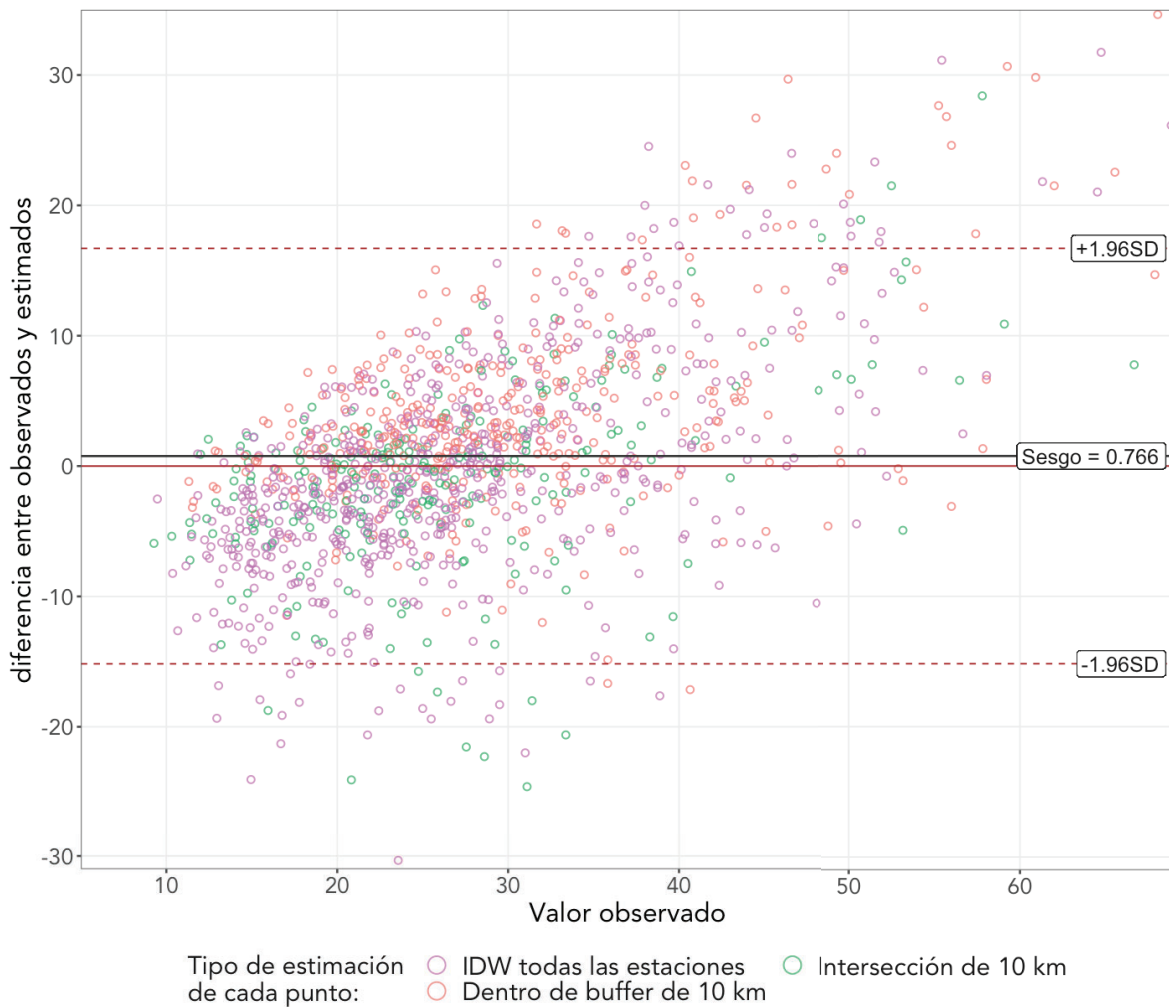
Figura 4-18. Valle de México: análisis gráfico de Bland-Altman.



Fuente: Elaboración propia.

Monterrey presentó el segundo mejor caso de concordancia entre los valores medidos y estimados, la estimación para esta ciudad está subestimada en promedio $0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y el área de concordancia de los valores estimados osciló de los -15 a los $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ver Figura 4-19). Para Puebla-Tlaxcala la diferencia de los valores estimados osciló de los -23 a los $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con una subestimación de $1.38 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En Toluca las diferencias oscilaron entre los -14 y los $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con una sobreestimación de $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. El resto de los gráficos correspondientes a cada una de las zonas de análisis se incluyen en el Anexo-J.

Figura 4-19. Monterrey, análisis gráfico de Bland-Altman.

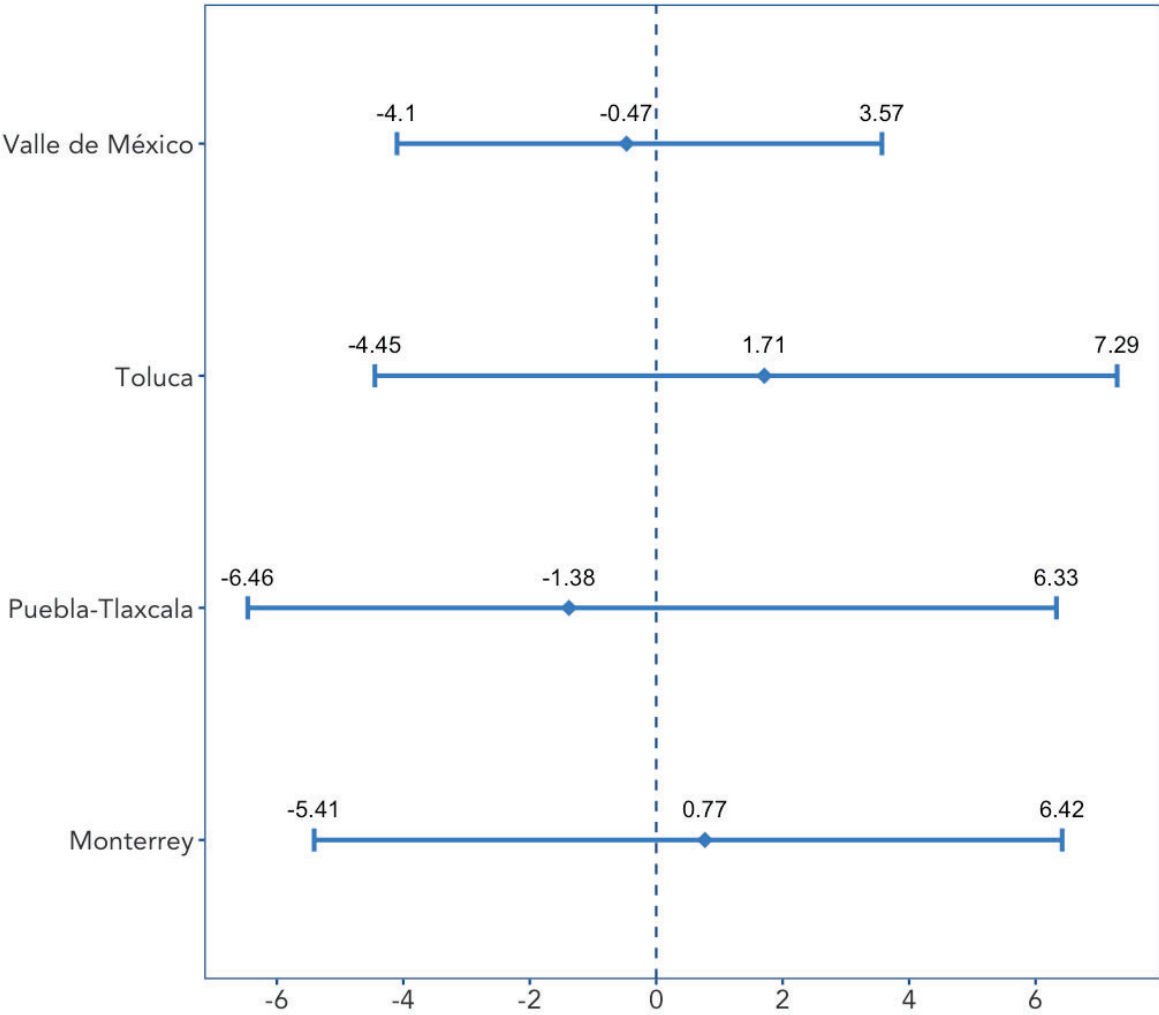


Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 4-20 podemos observar cómo en el Valle de México el promedio de las diferencias negativas de todos los días y todas las estaciones fue de $-4.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que el promedio de las diferencias positivas se ubicó en los $3.57 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Este resultado es de importancia pues otorga información adicional respecto al valor medio en que las diferencias se presentaron. El caso opuesto se presentó en Puebla dónde las diferencias positivas y negativas se ubicaron en los -6 y $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente.

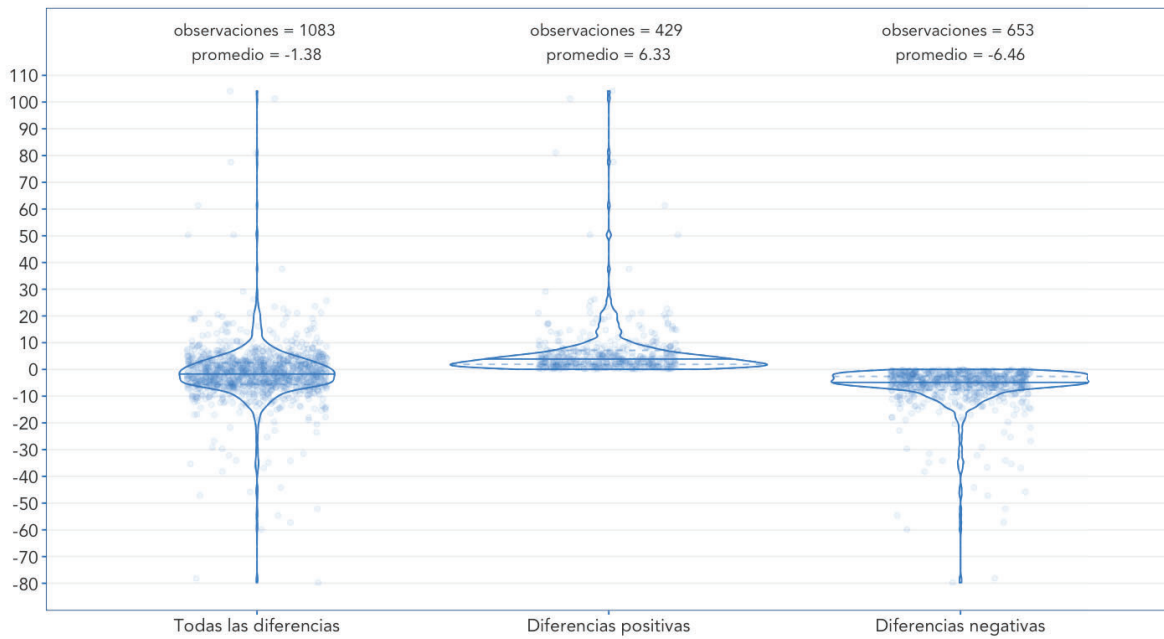
Se generaron gráficos de violín para visualizar las diferencias positivas y negativas que se presentaron por cada una de las ciudades. Cada uno de los puntos de la gráfica la diferencia entre el valore observado y el estimado, para un día y para una estación de monitoreo. La Figura 4-21 revela cómo en Puebla-Tlaxcala se presentó la dispersión más amplia de los datos y el caso opuesto se registró en el Valle de México (Figura 4-22). Los gráficos respectivos al resto pueden visualizarse en el Anexo-K.

Figura 4-20. Área de concordancia por zona de análisis.



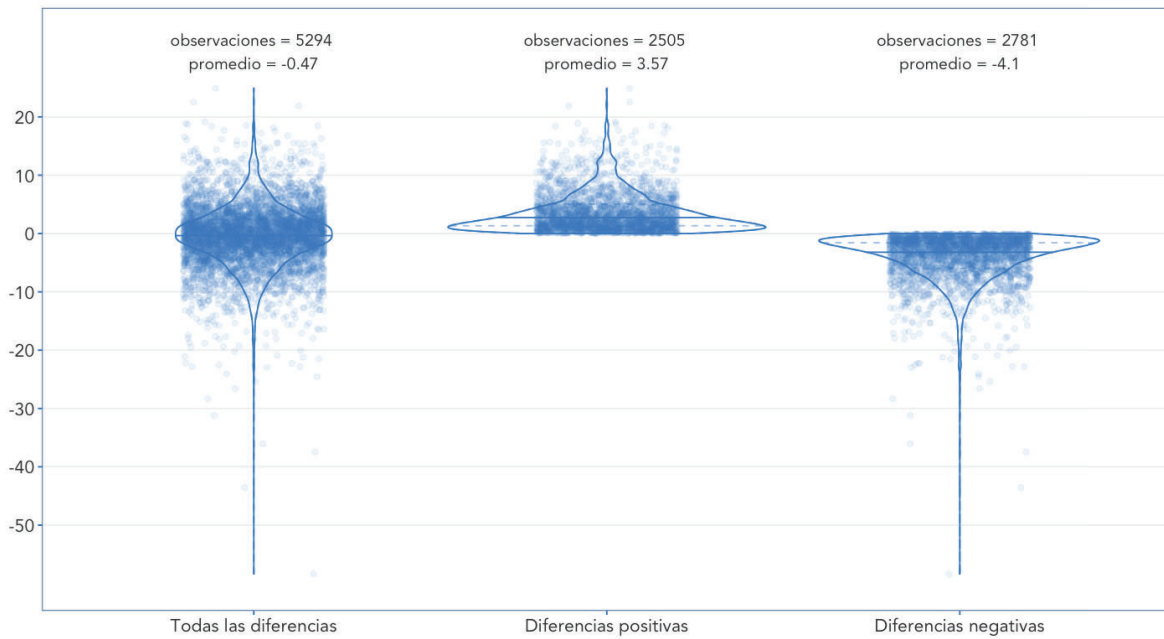
Fuente: Elaboración propia.

Figura 4-21. Puebla-Tlaxcala: análisis de las diferencias.



Fuente: Elaboración propia.

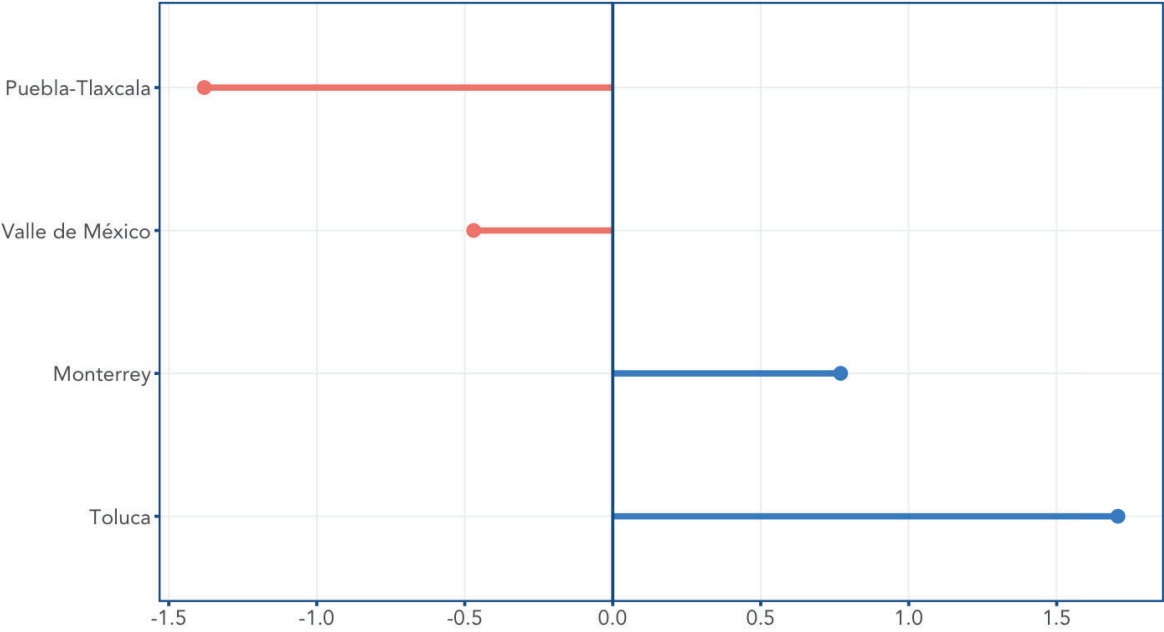
Figura 4-22. Valle de México: análisis de las diferencias



Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 4-23 se resumen los resultados del modelo para cada una de las ciudades analizadas. Los valores positivos indican la magnitud en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el que el modelo sobreestima la concentración de $\text{PM}_{2.5}$, mientras que los negativos indican el lado opuesto, es decir, una subestimación de la concentración. Es posible observar cómo las estimaciones del modelo no llegan a los dos microgramos por metro cúbico, esto es un buen indicador, dado que las unidades de cambio de las funciones de concentración-respuesta están en $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, podemos asumir que el margen de error de las estimaciones de exposición no alcanza ni una quinta parte de las unidades de cambio de las FCR.

Figura 4-23. Promedio anual de las diferencias estimadas por el modelo.



Fuente: Elaboración propia.

Discusión de resultados y conclusiones

Este estudio representa la primera cuantificación del impacto en salud atribuible a la exposición crónica a ozono en México utilizando el indicador recomendado por la Organización Mundial de la Salud “*SOMO35*”. Esta información revela nueva evidencia que puede ser utilizada para la gestión de la calidad del aire en México.

Este proyecto ha permitido realizar una estimación actualizada de la mortalidad evitable en México asociada a la exposición a $PM_{2.5}$ y ozono para el año 2015. De haber cumplido las guías de calidad del aire de la OMS o la NOM, el número de casos evitables estimados ascienden en promedio a más de 11,500 y 9,900 respectivamente. Los casos evitables por ozono y mortalidad respiratoria, utilizando el indicador *SOMO35* ascienden en promedio a los 627 aproximadamente (ver Figura 4-7).

Los resultados de esta investigación aportan nuevos datos que se suman a los generados por otras fuentes de información, la diferencias entre fuentes radica primordialmente en el método utilizado para las estimaciones.

El reporte de la carga global de la enfermedad (*GBD* por sus siglas en inglés) reporta, para el año 2015, un estimado de más de 30 mil muertes atribuibles a la exposición por $PM_{2.5}$ (*GBD 2017 Risk Factor Collaborators, 2018*), las estimaciones se basan en datos de satélite y los modelos son calibrados con datos de las redes de monitoreo. El elevado número de muertes atribuibles obedece a que son estimaciones para todas las edades y para todo el país. Las cifras del *GBD* pudieran estar sobreestimadas. Si partimos de más de 11,500 casos estimados como resultado de la investigación que aquí se presenta y a que estos casos se distribuyen espacialmente en los principales centros urbanos de México; resulta complicado

argumentar que, en el resto del país, con menores problemas de calidad del aire, se concentre la diferencia de casi 20 mil casos adicionales que el GBD cuantifica. Adicionalmente, el GBD incorpora la diabetes tipo 2 entre las causas asociadas de efecto, dada la magnitud de este problema en México, es de esperarse que influyan en el número total de casos.

Un estudio recientemente publicado, estimó en más de 14,600 muertes atribuibles a $PM_{2.5}$ en México durante el 2015, analizando un total de 121 municipios y más de 40 millones de habitantes (Trejo-González et al., 2019, p. 5), lo que equivale a 51 municipios y más de 4 millones de personas adicionales a lo que se consideró para esta investigación. Esta mayor cobertura de análisis fue lograda al reducir el criterio de suficiencia de datos al 60% para el cálculo de la fracción de $PM_{2.5}/PM_{10}$, esto les permitió incrementar el número de estaciones con suficiencia y en consecuencia la cobertura espacial y de población para las estimaciones. Dado lo anterior, los resultados del estudio mencionado anteriormente pueden tener una mayor incertidumbre en comparación a los que esta investigación presenta, esta incertidumbre se incrementa si se toman en cuenta las consideraciones de validación del modelo de exposición que se discute más adelante.

El Instituto Nacional de Ecología realizó en el año 2014, a través del Instituto Nacional de Salud Pública, un estudio para municipios de la Ciudad de México, Estado de México, Hidalgo, Puebla, Querétaro y Tlaxcala, a los que le llamo "*Región Centro*" (Riojas Rodríguez et al., 2016). Este trabajo reportó 9,500 muertes aproximadamente atribuibles a $PM_{2.5}$. Destaca el hecho de que este trabajo fue realizado con el software BENMAP que funge como una de las herramientas de uso común para la estimación de casos atribuibles a la mala calidad del aire en el mundo y que es utilizado por una parte de la comunidad científica internacional.

Pese a la diferencia de métodos, existe cierta concordancia con los resultados del estudio de la región centro y los presentados en esta investigación. Por ejemplo, para la Ciudad de México el estudio de la “Región Centro” estima 4,709 (I.C. 3,226 – 6,160) muertes atribuibles a PM_{2.5} contra los 4,107 (I.C. 2,804 – 5,353) que aquí se estiman. La comparación con las otras entidades resulta más complicada dada la diferencia en los municipios considerados para el análisis en ambos estudios. La diferencia en el número de casos puede obedecer principalmente al año de referencia, a la FCR utilizada y al método de estimación de la exposición.

Es común identificar en algunos estudios de evaluaciones de impacto, el apoyo que se hace con las mediciones de PM₁₀ para incrementar la cobertura espacio-temporal de la concentración de PM_{2.5} (Lehtomäki et al., 2018; Trejo-González et al., 2019), los resultados aquí mostrados también se valieron de esta aproximación metodológica, la estimación aproximada de 9,900 muertes que hubiera sido posible evitar en México en el año 2018 si se hubiera cumplido el promedio anual de la NOM de 12 µg/m³, es el resultado de combinar información de PM_{2.5} y PM₁₀; la variación de este resultado, si se considerara la desviación estándar de los promedios anuales obtenidos a partir de la información de PM₁₀, oscilaría entre los 7,200 y los 12,400 muertos aproximadamente. Bajo esta misma consideración, de haberse registrado concentraciones promedio anuales por debajo de la guía de calidad del aire de la OMS de 10 µg/m³, las muertes evitables se hubieran ubicado entre las 8,800 y 14,000 aproximadamente.

Para el caso de PM_{2.5} y dada la robustez y las bases científicas de BENMAP en esta área, podemos decir que las estimaciones realizadas en esta investigación cuentan con solidez que permiten la comparabilidad con otros métodos. Por otro lado, una importante limitación de BENMAP es la imposibilidad de realizar evaluaciones de

impacto por exposición a ozono utilizando la métrica SOMO35, esto resalta la importancia del método seguido para este trabajo de investigación, pues aporta resultados de impacto en salud por exposición poblacional crónica a ozono utilizando la métrica SOMO35.

Para el caso de ozono, el GBD estima para el año 2015 más de 4,200 muertes atribuibles a la exposición ambiental a ozono, hecho que contrasta con las más de 627 muertes (I.C. 227 – 1,051) que en promedio se estimaron para la investigación que aquí se presenta. Esta es una diferencia importante dado que el GBD estima los casos para todo el país, para todas las edades y a partir del valor máximo horario estacional, mientras que las estimaciones realizadas en esta investigación utilizan el SOMO35 como métrica de exposición, para mayores de 30 años y sólo para causas respiratorias. La OMS desarrolló la métrica de SOMO35 para estimar el efecto crónico por la exposición a ozono, basándose en la mejor evidencia científica disponible. Por su parte, el valor máximo horario estacional, refleja un valor que pudo presentarse de manera aguda durante una hora y no de manera crónica durante el año. Esta diferencia de enfoque en la métrica representa un elemento de peso para la estimación de casos, el SOMO35 ha venido siendo utilizado y validado por la comunidad científica internacional (Karimi et al., 2019; Mitis et al., 2007), por lo que se considera que los resultados aquí presentados tienen una mayor certidumbre.

Al igual que las estimaciones del GBD, el estudio de la “Región Centro” muestra importantes diferencias en la cuantificación de muertes evitables atribuibles a ozono. Para la Ciudad de México, el estudio de la “Región Centro” (Riojas Rodríguez et al., 2016) reporta un total de 607 casos y la presente investigación estima en promedio un aproximado de 627 casos. Nuevamente la métrica de exposición juega un papel importante en la estimación de casos; mientras en la región centro

se calculó un promedio anual de ozono a partir de los máximos promedios móviles de 8 horas y un escenario contrafactual de 50 ppb, en esta investigación se utilizó el *SOMO35* que como ya se explicó antes, constituye una mejor forma de estimar la exposición crónica dado que utiliza la información de exposición de todos los días con concentraciones moderada y constantemente elevadas, sin la subestimación de sólo considerar los efectos en los días con muy altas concentraciones.

Para el caso de la Zona Metropolitana del Valle de México, algunos escenarios sugieren que la concentración de fondo se ubica, en los escenarios más elevados, alrededor de los 50 ppb (Lefohn et al., 2001; Thompson, 2019), esto implicaría que los impactos cuantificados bajo *SOMO35* serían menores, para contrastar este efecto se calculó el *SOMO50* (excedencias de 50 ppb) y el resultado de muertes atribuibles a la exposición a ozono pasa de 461 a 224 muertes en promedio, es decir, casi el 50 % de diferencia. El extremo opuesto implica calcular las muertes evitables sin considerar una concentración de fondo y sin quitar alguna excedencia, lo que se conoce como *SOMO0*, bajo esta consideración el número ascendería en promedio a las 604 muertes. Esta diferencia de valores nos revela la importancia de la selección de la métrica de exposición y su valor contrafactual al momento de generar estimaciones de impacto.

Como se indica en el apartado metodológico, el indicador *SOMO35* se genera a partir de la selección de la concentración más alta de los promedios móviles de 8 horas de cada día, este valor puede variar dependiendo la temporada climática y otros factores, si se considera sólo el percentil 90% de los promedios móviles, el número de muertes evitables desciende aproximadamente a los 540, esto representa un descenso del 14 % respecto a las 627 muertes totales estimadas con el

total del datos, lo que implica una diferencia de sólo 4 % respecto al 10% que se descartó al seleccionar el percentil 90.

La cuantificación de los resultados de esta investigación se basa en la mejor evidencia epidemiológica disponible y en la estimación de la magnitud a la que se expuso la población durante el año de análisis; este último dato es de gran relevancia en las evaluaciones de impacto en salud, la precisión de la estimación de la exposición constituye un insumo primordial que define la magnitud de los impactos.

La estimación de la exposición realizada en esta investigación se ejecutó a partir de métricas anuales, motivo por el cual, existe una sola realización para la validación del método. Para contrarrestar esta limitación, se procedió a validar las estimaciones a partir de los promedios de 24 horas de $PM_{2.5}$, esto permitió ampliar el número de realizaciones a 365, lo que permitió capturar de mejor manera la variabilidad de las estimaciones.

La validación del modelo se generó a partir de la estimación diaria de la concentración de $PM_{2.5}$ en aquellas estaciones que midieron dicho contaminante, excluyendo del cálculo la concentración medida por la estación a estimar. La concordancia entre las mediciones y las estimaciones se realizó mediante el método de análisis gráfico de Bland–Altman.

La concordancia del modelo fue diferente entre cada una de las zonas de análisis, las áreas de concordancia se muestran sin patrón alguno (*ver Anexo–J*) lo que es indicativo de que las diferencias pueden no ser sistemáticas.

El valor promedio de las diferencias entre las concentraciones medidas y estimadas fue de 0.1, lo cual indica que de forma global y para todas las zonas de análisis, el

método sobreestima $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De manera general las diferencias positivas fueron mayores a las negativas, el valor promedio de las diferencias positivas fue de $5.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y de $-4.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para las negativas.

El análisis gráfico del método Bland–Altman sugiere mejores estimaciones mientras menor sea el rango entre los límites del área concordancia. Esto resulta importante pues, por ejemplo, el rango de los límites del área concordancia⁵ en la ZMVM se registró entre -11 y $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ o sea que el 95% de las veces la diferencia de las estimaciones se encontró entre esos valores; mientras que en promedio las diferencias entre los valores medidos y estimados (sesgo) indicaron una subestimación de $0.46 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

La variabilidad en la amplitud de los rangos de los límites de concordancia varía entre zonas, siendo Puebla-Tlaxcala en dónde se registró la variación más alta, dónde los límites de concordancia se ubicaron de -23 a $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Unos límites de concordancia de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ o más, representan una incertidumbre de casi una unidad de cambio de la FCR de $\text{PM}_{2.5}$ por lo que se hace importante ajustar el modelo de estimación de la exposición a efecto de reducir el rango de los límites de concordancia y en consecuencia mejorar la exactitud y precisión de las estimaciones.

Una de las fortalezas de este trabajo de investigación es que se presentan resultados agregados a escala nacional, por zona metropolitana, ciudad y/o municipio, lo cual permite un desglose pormenorizado para evaluar la calidad del aire a escala

⁵ Área del gráfico en el que las estimaciones de dos métodos convergen, indicando una existente correlación positiva entre sus resultados.

nacional, regional y local, lo cual representa un insumo de importancia para la gestión de la calidad del aire como por ejemplo pueden ser los PROAIRES.

Este trabajo representa la primera evidencia nacional del impacto de ozono utilizando la métrica *SOMO35* y ello arroja resultados importantes pues revela un mayor impacto en la mortalidad atribuible a este contaminante al que se había registrado en anteriores trabajos.

Los resultados aquí mostrados tienen la fortaleza de estar soportados por procesos de validación de la información acorde a la normatividad mexicana, sin criterios laxos que incorporan incertidumbre a las estimaciones.

Una fortaleza importante es la flexibilidad del método seguido para la realización de las estimaciones, ya que es posible incidir en los insumos de información y los métodos de cálculo necesarios para la evaluación de impacto, caso contrario al uso de software especializado como *BENMAP* en donde varios de los procesos son complicados o no se permite al usuario la modificación de los insumos o de los métodos de cálculo para el ajuste de las estimaciones.

La cobertura espacial en términos de ciudades y su población, constituye una de las limitantes de esta investigación. México es un país de 120 millones de habitantes aproximadamente, de los cuales el 77% vive en zonas urbanas y los resultados aquí presentados aplican únicamente a las ciudades estudiadas, mismas que abarcan aproximadamente el 25% de la población total del país. El número total de muertes estimadas sería mayor si existieran datos fidedignos disponibles para un mayor número de ciudades del país.

Otra limitante fue el número de estaciones con mediciones de $PM_{2.5}$ y la cobertura espacial de las mismas, la estimación de esta fracción a partir de estaciones que

midieron PM_{10} fue de utilidad, pero les aporta incertidumbre a los cálculos. De acuerdo con información oficial, existe un número mayor de estaciones de monitoreo de $PM_{2.5}$ en México, sin embargo, la calidad y validez de las mediciones no permitió su inclusión al análisis.

Como se ha podido demostrar en esta investigación, pese a los esfuerzos de algunas ciudades por mejorar la calidad del aire, en dónde en algunas de ellas las concentraciones han disminuido a través del tiempo, aún están lejos de cumplir las recomendaciones de la OMS o los valores normados en México.

La evidencia científica, las tendencias en la concentración de los contaminantes y los resultados de evaluaciones de impacto muestran en conjunto el por qué el tema de la calidad del aire debe consolidarse como un punto prioritario en la agenda ambiental del país. Limitar y reducir el impacto que provoca la exposición a contaminantes atmosféricos es una tarea y reto vigente para el gobierno federal y los gobiernos locales. No ejecutar acciones en materia de gestión del recurso aire implica aceptar determinados umbrales de muertes y enfermedades en la población, sobre todo en la más vulnerable a los efectos, como son niños y ancianos.

Pese a la instrumentación de algunas políticas de gestión en la materia, como lo fue la publicación de la NOM para monitorear en ciudades de más de 500 mil habitantes o la actualización de las NOM de los contaminantes criterio, estos esfuerzos resultan insuficientes si no se acompañan de instrumentos que impliquen penalizaciones de alguna índole, que motiven a las autoridades locales a ejecutar acciones de intervención encaminadas a mejorar la calidad del aire. Establecer límites más estrictos, aun igualando los recomendados por la OMS, resultarán insuficiente si no se acompañan de un marco normativo integral de carácter nacional, en el que

se incluyan otras consideraciones necesarias como por ejemplo lo es la reducción de emisiones a la atmósfera, la movilidad, desarrollo económico entre otras.

El método para la Evaluación de Impacto en Salud representa una útil herramienta metodológica a considerar en la gestión de la calidad del aire. Por ejemplo, los PROAIRE que se establecen en distintas ciudades del país, pueden apoyarse de este método, ya que facilita la cuantificación y establecimiento de metas de corto, mediano y largo plazo. Un ejemplo de esta recomendación, lo encontramos en el PROAIRE del Estado de México, en dónde se incluyó un apartado de EIS utilizando el software BENMAP y cuyos resultados indican que en el estado se evitarían 2,112 y 2,422 si en el 2016 se cumplieran los valores de la NOM o el valor guía de la OMS.

Identificar áreas de oportunidad para la toma de decisiones es una tarea que involucra la intervención de diversos sectores de la población, entre los que destaca la academia y la sociedad civil. La primera contribuye con el aporte de evidencia científica y alternativas para la solución de problemas. La segunda, por su parte, debe ejercer su derecho a un ambiente sano a través de acciones que motiven a las autoridades competentes a intervenir en la ejecución de política pública encaminada al mejoramiento de la calidad del aire.

Debe resaltarse que, si bien la mortalidad evitable es uno de los principales beneficios por la reducción de contaminantes atmosféricos, aún deben de considerarse otro tipo de efectos agudos o a corto plazo, así como otros contaminantes, e inclusive compuestos específicos como el carbono negro o las nanopartículas.

La implementación del método de Evaluación de Impacto en Salud, utilizando como valores contrafactuales los valores guía de la OMS y las concentraciones máximas permisibles en la normatividad mexicana, permite cuantificar la magnitud de

la mortalidad evitable asociada a la exposición crónica a $PM_{2.5}$ y ozono en la población mexicana, considerando el año 2015 como referencia, aportando cifras que permiten revelar este impacto a diversas escalas del marco geoestadístico y urbano de México, constituyendo un documento de apoyo para la toma de decisiones a diversas escalas del territorio.

Finalmente, podemos decir que se pudo comprobar la hipótesis planteada para este estudio, el método de Evaluación de Impacto en Salud aplicado a la realidad de las ciudades mexicanas que vigilan la calidad del aire permite cuantificar las muertes evitables asociadas a la exposición crónica a $PM_{2.5}$ y ozono, cuantificación que es posible desagregar a escala de municipal, estatal, zona metropolitana y/o nacional. Los resultados generados conforman un insumo potencial para la toma de decisiones en gobiernos locales, estatales y federales.

Bibliografía

Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarfas, F., Heyes, C., Klimont, Z., Schoepp, W., y Winwarter, W. (2005). *Baseline Scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE) Programme* (Submitted to the European Commission CAFE Report #1). European Commission.

Amann, M., World Health Organization, y Regional Office for Europe. (2008). *Health risks of ozone from long-range transboundary air pollution*. World Health Organization, Regional Office for Europe. <http://public.ebib.com/choice/publicfullrecord.aspx?p=434236>

Anselin, L. (2001). Spatial Effects in Econometric Practice in Environmental and Resource Economics. *American Journal of Agricultural Economics*, 83(3), 705-710. <https://doi.org/10.1111/0002-9092.00194>

Arthur, W. B. (1981). The Economics of Risks to Life. *American Economic Review*, 71(1), 54-64.

ATSDR. (2005). *Public health assessment guidance manual (2005 update)*. <http://www.atsdr.cdc.gov/hac/PHAManual/toc.html>

Baker, D. B. (2008). Review of environmental health and epidemiological principles. En *Environmental Epidemiology: Study Methods and Application*. Oxford University Press.

Ballester, F., Medina, S., Boldo, E., Goodman, P., Neuberger, M., Iñiguez, C., Künzli, N., y Aphis network. (2008). Reducing ambient levels of fine particulates could substantially improve health: A mortality impact assessment for 26 European cities. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 62(2), 98-105. <https://doi.org/10.1136/jech.2007.059857>

Barraza-Villarreal, A., Sunyer, J., Hernandez-Cadena, L., Escamilla-Nuñez, M. C., Sienra-Monge, J. J., Ramírez-Aguilar, M., Cortez-Lugo, M., Holguin, F., Diaz-Sánchez, D., Olin, A. C., y Romieu, I. (2008). Air pollution, airway inflammation, and lung function in a cohort study of Mexico City schoolchildren. *Environmental Health Perspectives*, 116(6), 832-838. <https://doi.org/10.1289/ehp.10926>

Barrett, F. A. (1993). A medical geographical anniversary. *Social Science & Medicine*

(1982), 37(6), 701-710.

Barton, H., y Grant, M. (2006). A health map for the local human habitat. *Journal of the Royal Society for the Promotion of Health*, 126(6), 252-253. <https://doi.org/10.1177/1466424006070466>

Bates, D. V., Brauer, M., Koenig, J., Caton, R., y Drawley, D. (2003). *Health and air quality 2002 phase 1: Methods for estimating and applying relationships between air pollution and health effects : final report*. Final report. http://inis.iaea.org/Search/search.aspx?orig_q=RN:34083807

Bell, M. L., Davis, D. L., Gouveia, N., Borja-Aburto, V. H., y Cifuentes, L. A. (2006). The avoidable health effects of air pollution in three Latin American cities: Santiago, São Paulo, and Mexico City. *Environmental Research*, 100(3), 431-440. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2005.08.002>

Berrar, D. (2019). Cross-Validation. En *Encyclopedia of Bioinformatics and Computational Biology* (pp. 542-545). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.20349-X>

Boldo, E., Aragonés, N., Medina, S., Pérez-Gómez, B., Pollán, M., Lope, V., Carrasco, J., García, J., Ramis, R., Rodríguez, S., y López-Abente, G. (2005). Evaluación de Impacto en Salud: Una herramienta infrautilizada en salud pública. Ejemplo Apehis (Air Pollution and Health: A European Information System). *Boletín epidemiológico semanal | España*, 13(9), 97-108.

Boldo, Elena, Linares, C., Lumbreras, J., Borge, R., Narros, A., García-Pérez, J., Fernández-Navarro, P., Pérez-Gómez, B., Aragonés, N., Ramis, R., Pollán, M., Moreno, T., Karanasiou, A., y López-Abente, G. (2011). Health impact assessment of a reduction in ambient PM(2.5) levels in Spain. *Environment International*, 37(2), 342-348. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.10.004>

Bonano, E. J., Apostolakis, G. E., Salter, P. F., Ghassemi, A., y Jennings, S. (2000). Application of risk assessment and decision analysis to the evaluation, ranking and selection of environmental remediation alternatives. *Journal of Hazardous Materials*, 71(1-3), 35-57.

[https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(99\)00071-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(99)00071-0)

Borja-Aburto VH, Rosales-Castillo JA, Torres-Meza VM, Corey G, y Olaiz-Fernandez G. (2000). Evaluation of Health Effects of Pollution. In: Ancillary Benefits and Costs of greenhouse gas mitigation. *OECD*.

Borrego-Hernández, Ó., Agustín García-Reynoso, J., Miguel Ojeda-Ramírez, M., y Suárez-Lastra, M. (2014). Retrospective health impact assessment for ozone pollution in Mexico City from 1991 to 2011. *Atmósfera*, 27(3), 261-271. [https://doi.org/10.1016/S0187-6236\(14\)71115-4](https://doi.org/10.1016/S0187-6236(14)71115-4)

Bridges, J. (2003). Human health and environmental risk assessment: The need for a more harmonised and integrated approach. *Chemosphere*, 52(9), 1347-1351. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00469-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00469-7)

Briggs, D. J. (2008). A framework for integrated environmental health impact assessment of systemic risks. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 7, 61. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-7-61>

Briggs, D., y Stern, R. (2007). Risk Response to Environmental Hazards to Health – Towards an Ecological Approach. *Journal of Risk Research*, 10(5), 593-622. <https://doi.org/10.1080/13669870701315799>

Brunekreef, B. (2008). Environmental epidemiology and risk assessment. *Toxicology Letters*, 180(2), 118-122. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2008.05.012>

Brunekreef, B., Baker, D. B., y Nieuwenhuijsen, M. J. (2008). What is environmental epidemiology? En *Environmental epidemiology: Study methods and application* (pp. 1-14). Oxford University Press.

Carbajal-Arroyo, L., Miranda-Soberanis, V., Medina-Ramón, M., Rojas-Bracho, L., Tzintzun, G., Solís-Gutiérrez, P., Méndez-Ramírez, I., Hurtado-Díaz, M., Schwartz, J., y Romieu, I. (2011). Effect of PM(10) and O(3) on infant mortality among residents in the Mexico City Metropolitan Area: A case-crossover analysis, 1997-2005. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 65(8), 715-721. <https://doi.org/10.1136/jech.2009.101212>

Castro, A., Künzli, N., y Götschi, T. (2017). Health benefits of a reduction of PM10 and NO2 exposure after implementing a clean air plan in the Agglomeration Lausanne-Morges. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 220(5), 829-839. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.03.012>

Childe, V. G. (1992). *Los orígenes de la civilización*. Fondo de Cultura Económica.

Comber, A. J., Brunsdon, C., y Radburn, R. (2011). A spatial analysis of variations in health access: Linking geography, socio-economic status and access perceptions. *International Journal of Health Geographics*, 10(1), 44. <https://doi.org/10.1186/1476-072X-10-44>

Comisión Ambiental Metropolitana. (2003). *Programa para mejorar la calidad del aire en la Zona Metropolitana del Valle de México 2002-2010*. SEMARNAT, SSA, GDF-SMA, GEM-SE.

CONAPO. (2018). *Sistema Urbano Nacional 2018*. Consejo Nacional de Población.

Costa-Font, J., y Hernández-Quevedo, C. (2012). Measuring inequalities in health: What do we know? What do we need to know? *Health Policy (Amsterdam, Netherlands)*, 106(2), 195-206. <https://doi.org/10.1016/j.healthpol.2012.04.007>

Curtis, L., Rea, W., Smith-Willis, P., Fenyves, E., y Pan, Y. (2006). Adverse health effects of outdoor air pollutants. *Environment International*, 32(6), 815-830. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.03.012>

Curto, S. I. (2008). De la Geografía Médica a la Geografía de la Salud. *Revista Geográfica*, 143(Enero-Junio).

Norma Oficial Mexicana NOM-020-SSA1-2014, Salud ambiental. Valor límite permisible para la concentración de ozono (O3) en el aire ambiente y criterios para su evaluación., Pub. L. No. NOM-020-SSA1-2014 (2014).

Díaz Barriga, F. (1999). *Metodología de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados*. CEPIS/OPS.

Echeverría, B. (2010). *Definición de la cultura*. Itaca : FCE.

Evans, J., Fernández Bremauntz, A., Gavilán García, Ize Lema, I., Martínez Cordero, M. A., Ramírez Romero, P., y Zuk, M. (2003). *Introducción al análisis de riesgos ambientales* (Primera). Instituto Nacional de Ecología ; SEMARNAT.

Feng, S., Gao, D., Liao, F., Zhou, F., y Wang, X. (2016). The health effects of ambient PM_{2.5} and potential mechanisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 128, 67-74. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.01.030>

Gatrell, A. C., y Elliott, S. J. (2009). *Geographies of health: An introduction*. Wiley-Blackwell.

GBD 2017 Risk Factor Collaborators. (2018). Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks for 195 countries and territories, 1990-2017: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017. *Lancet (London, England)*, 392(10159), 1923-1994. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)32225-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)32225-6)

Giavarina, D. (2015). Understanding Bland Altman analysis. *Biochemia Medica*, 25(2), 141-151. <https://doi.org/10.11613/BM.2015.015>

Green, L. W., Kreuter, M. W., y Green, L. W. (2005). *Health program planning: An educational and ecological approach*. McGraw-Hill.

Guidotti, T. L. (2018a). Environmental health needs a new paradigm, I. getting back in focus. *Archives of Environmental & Occupational Health*, 73(5), 267-269. <https://doi.org/10.1080/19338244.2018.1514702>

Guidotti, T. L. (2018b). Environmental health needs an expanded paradigm, II. Contextualizing environmental health with environmental studies. *Archives of Environmental & Occupational Health*, 73(6), 331-333. <https://doi.org/10.1080/19338244.2018.1514806>

Harvard School of Public Health, Instituto de Salud, Ambiente y Trabajo, y UAM-Xochimilco. (2000). *Mexico City Air Pollution and Human Health*. Centro Nacional de Salud

Ambiental.

Harvey, D. (1977). *Urbanismo y desigualdad social*. Siglo XXI de España Editores.

Harvey, D. (2012). *El enigma del capital: Y la crisis del capitalismo*. Ediciones Akal.

Herman, C., Borja-Aburto, V., Dorland, K., Muñoz-Cruz, R., Brander, L., Cropper, M., Gonzalez-Martinez, A. C., Olaiz-Fernandez, G., Martinez-Bolivar, A. P., Olsthoorn, X., Rosales-Castillo, A., Soto-Montes de Oca, G., Torres-Meza, V., Uribe-Ceron, R., Van Beukering, P., Vega-Lopez, E., Nino-Zarazua, M. M., Nino-Zarazua, M. A., y Vergara, W. (2002). *Improving air quality in metropolitan Mexico City: An economic valuation*. (Policy Research Working Paper N.º WPS2785). The World Bank.

Hernández González, M. M., y Juan Pérez, J. I. (2008). *Territorio, cultura y salud. Un estudio de geografía de la salud en México* (Primera).

Hernández-Cadena, L., Holguin, F., Barraza-Villarreal, A., Del Río-Navarro, B. E., Sienna-Monge, J. J., y Romieu, I. (2009). Increased levels of outdoor air pollutants are associated with reduced bronchodilation in children with asthma. *Chest*, 136(6), 1529-1536. <https://doi.org/10.1378/chest.08-1463>

Héroux, M.-E., Anderson, H. R., Atkinson, R., Brunekreef, B., Cohen, A., Forastiere, F., Hurley, F., Katsouyanni, K., Krewski, D., Krzyzanowski, M., Künzli, N., Mills, I., Querol, X., Ostro, B., y Walton, H. (2015). Quantifying the health impacts of ambient air pollutants: Recommendations of a WHO/Europe project. *International Journal of Public Health*, 60(5), 619-627. <https://doi.org/10.1007/s00038-015-0690-y>

Hippocrates. (2010). *On Airs, Waters And Places*. Kessinger Publishing, LLC.

Hoek, G., Beelen, R., de Hoogh, K., Vienneau, D., Gulliver, J., Fischer, P., y Briggs, D. (2008). A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. *Atmospheric Environment*, 42(33), 7561-7578. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.05.057>

Hoek, G., Krishnan, R. M., Beelen, R., Peters, A., Ostro, B., Brunekreef, B., y Kaufman, J.

D. (2013). Long-term air pollution exposure and cardio- respiratory mortality: A review. *Environmental Health*, 12(1). <https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-43>

Huard, P., y Wong, M. (1968). *Chinese Medicine*. McGraw-Hill.

INECC. (2014a). *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* (p. 51). Secretaría del Medio Ambiente - INECC.

INECC. (2014b). *Informe Nacional de Calidad del Aire 2013, México*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

INECC. (2016). *Informe Nacional de Calidad del Aire, 2015, México*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

INECC. (2017). *Estimación del valor de una vida estadística en México: Un estudio de valoración contingente*. [Informe final]. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.

INECC. (2018). *Informe Nacional de la Calidad del Aire, México 2018*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME). (2019, julio 10). *GBD Compare*. Seattle, WA: IHME, University of Washington. <https://vizhub.healthdata.org/gbd-compare/>

Ize Lema, I., Zuk, M., y Rojas Bracho, L. (2010). *Introducción al análisis de riesgos ambientales*. (Segunda). Instituto Nacional de Ecología ; SEMARNAT.

Jarup, L., y Best, N. (2008). Spatial epidemiology. En *Environmental epidemiology: Study methods and application* (pp. 189-195). Oxford University Press.

Jerrett, M., Arain, A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Potoglou, D., Sahsuvaroglu, T., Morrison, J., y Giovis, C. (2005). A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 15(2), 185-204. <https://doi.org/10.1038/sj.jea.7500388>

Jerrett, M., Gale, S., y Kontgis, C. (2010a). An environmental health geography of risk. En

A companion to health and medical geography (1a. Ed., pp. 418-445). Wiley-Blackwell.

Jerrett, M., Gale, S., y Kontgis, C. (2010b). Spatial modeling in environmental and public health research. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(4), 1302-1329. <https://doi.org/10.3390/ijerph7041302>

Johnston, R. J. (2000). *The Dictionary of human geography*. Blackwell.

Jusot, J. F., Lefranc, A., Cassadou, S., D'Helf-Blanchard, M., Eilstein, D., Chardon, B., Filleul, L., Pascal, L., Fabre, P., Declercq, C., Prouvost, H., Le Tertre, A., y Medina, S. (2006). [Estimating mortality attributable to PM10 particles in 9 French cities participating in the European programme Apehis]. *Santé Publique (Vandoeuvre-Lès-Nancy, France)*, 18(1), 71-84.

Just, A. C., Wright, R. O., Schwartz, J., Coull, B. A., Baccarelli, A. A., Tellez-Rojo, M. M., Moody, E., Wang, Y., Lyapustin, A., y Kloog, I. (2015). Using High-Resolution Satellite Aerosol Optical Depth To Estimate Daily PM2.5 Geographical Distribution in Mexico City. *Environmental Science & Technology*, 49(14), 8576-8584. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00859>

Kampa, M., y Castanas, E. (2008). Human health effects of air pollution. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 151(2), 362-367. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.012>

Karimi, A., Shirmardi, M., Hadei, M., Birgani, Y. T., Neisi, A., Takdastan, A., y Goudarzi, G. (2019). Concentrations and health effects of short- and long-term exposure to PM2.5, NO2, and O3 in ambient air of Ahvaz city, Iran (2014–2017). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 180, 542-548. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.05.026>

Kim, K.-H., Kabir, E., y Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, 74, 136-143. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>

Kulkarni, V. S., y Subramanian, S. V. (2010). Social perspectives on health inequalities. En *A companion to health and medical geography* (1a. Ed., pp. 375-398). Wiley-Blackwell.

Künzli, N., y Pérez, L. (2008). Health risk assessment. En *Environmental Epidemiology: Study Methods and Application* (pp. 319-348). Oxford University Press.

Landrigan, P. J., Fuller, R., Acosta, N. J. R., Adeyi, O., Arnold, R., Basu, N. N., Baldé, A. B., Bertollini, R., Bose-O'Reilly, S., Boufford, J. I., Breysse, P. N., Chiles, T., Mahidol, C., Coll-Seck, A. M., Cropper, M. L., Fobil, J., Fuster, V., Greenstone, M., Haines, A., ... Zhong, M. (2018). The Lancet Commission on pollution and health. *Lancet (London, England)*, 391(10119), 462-512. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)32345-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)32345-0)

Lasso de la Vega, J. S. (1982). Pensamiento presocrático y medicina. En *Historia universal de la medicina: Vol. Tomo 2* (pp. 37-71). Salvat.

Laurell, A. C. (1982). La Salud-Enfermedad como proceso social. *Cuadernos Médico Sociales*, 19.

Lefebvre, H. (1974). La producción del espacio. *Papers. Revista de Sociologia*, 3, 219. <https://doi.org/10.5565/rev/papers/v3n0.880>

Lefohn, A. S., Oltmans, S. J., Dann, T., y Singh, H. B. (2001). Present-day variability of background ozone in the lower troposphere. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 106(D9), 9945-9958. <https://doi.org/10.1029/2000JD900793>

Lehtomäki, H., Korhonen, A., Asikainen, A., Karvosenoja, N., Kupiainen, K., Paunu, V.-V., Savolahti, M., Sofiev, M., Palamarchuk, Y., Karppinen, A., Kukkonen, J., y Hänninen, O. (2018). Health Impacts of Ambient Air Pollution in Finland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(4). <https://doi.org/10.3390/ijerph15040736>

Leksell, I., y Rabl, A. (2001). Air pollution and mortality: Quantification and valuation of years of life lost. *Risk Analysis: An Official Publication of the Society for Risk Analysis*, 21(5), 843-857.

Linares, B., Guizar, J. M., Amador, N., Garcia, A., Miranda, V., Perez, J. R., y Chapela, R. (2010). Impact of air pollution on pulmonary function and respiratory symptoms in children. Longitudinal repeated-measures study. *BMC Pulmonary Medicine*, 10, 62. <https://doi.org/10.1186/1471-2466-10-62>

- Lloyd, C. D. (2011). *Local models for spatial analysis* (2nd ed). CRC Press.
- Loomis, D., Castillejos, M., Gold, D. R., McDonnell, W., y Borja-Aburto, V. H. (1999). Air pollution and infant mortality in Mexico City. *Epidemiology (Cambridge, Mass.)*, 10(2), 118-123.
- Mahecha, O. D. (2003). La geografía radical: La producción social del espacio social. En *Debates sobre el espacio en la geografía contemporánea* (Primera edición, p. 23). Univ. Nacional de Colombia.
- Malmqvist, E., Oudin, A., Pascal, M., y Medina, S. (2018). Choices Behind Numbers: A Review of the Major Air Pollution Health Impact Assessments in Europe. *Current Environmental Health Reports*, 5(1), 34-43. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0175-2>
- McCormick, L. C. (2020). The Future of the Environmental Health Profession. *American Journal of Public Health*, 110(3), 297-298. <https://doi.org/10.2105/AJPH.2019.305500>
- Medina, S., Plasencia, A., Ballester, F., Mücke, H. G., Schwartz, J., y Apheis group. (2004). Apheis: Public health impact of PM10 in 19 European cities. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 58(10), 831-836. <https://doi.org/10.1136/jech.2003.016386>
- Medina, Sylvia, Ballester, F., Chanel, O., Declercq, C., y Pascal, M. (2013). Quantifying the health impacts of outdoor air pollution: Useful estimations for public health action. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 67(6), 480-483. <https://doi.org/10.1136/jech-2011-200908>
- Mitis, F., Iavarone, I., y Martuzzi, M. (2007). [Health impact of ozone in 13 Italian cities]. *Epidemiologia E Prevenzione*, 31(6), 323-332.
- Molina, L. (2002). *Air Quality in the Mexico Megacity: An Integrated Assessment* (Edición: Softcover reprint of the original 1st ed. 2002). Springer.
- Naciones Unidas. (1948). *Declaración Universal de los Derechos Humanos*.
- National Research Council (U.S.), Committee on Improving Risk Analysis Approaches Used

by the U.S. EPA, National Research Council (U.S.), Board on Environmental Studies and Toxicology, National Research Council (U.S.), y Division on Earth and Life Studies. (2009). *Science and decisions advancing risk assessment*. National Academies Press.

Nuvolone, D., Petri, D., y Voller, F. (2018). The effects of ozone on human health. *Environmental Science and Pollution Research International*, 25(9), 8074-8088. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9239-3>

OECD. (2011). *Valuing Mortality Risk Reductions in Regulatory Analysis of Environmental, Health and Transport Policies: Policy Implications*. OECD.

Olivera, A. (1993). *Geografía de la salud*. Síntesis.

Organización Panamericana de la Salud. (2013). *Conceptos y guía de análisis de impacto en salud para la Región de las Américas*. OPS-OMS. http://www.paho.org/hq/index.php?option=com_docman&task=doc_details&gid=23890&Itemid=270&lang=es

Ortíz de Montellano, B. (2005). Medicina y salud en Mesoamérica. *Arqueología Mexicana*, 13, 32-37.

Peet, R. (1998). *Modern geographic thought*. Blackwell Publishers.

Pickenhayn, J. A. (1999). Fundamentos teóricos de la geografía de la salud. *Revista del Departamento de Geografía de la Universidad Nacional de Tucumán*, 5(5), 45-59.

Pope, C. A., 3rd, Ezzati, M., y Dockery, D. W. (2009). Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. *The New England Journal of Medicine*, 360(4), 376-386. <https://doi.org/10.1056/NEJMsa0805646>

Pope, C. A., Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K., y Thurston, G. D. (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA*, 287(9), 1132-1141.

Pope, C. A., Burnett, R. T., Thurston, G. D., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., y God-

leski, J. J. (2004). Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: Epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation*, 109(1), 71-77. <https://doi.org/10.1161/01.CIR.0000108927.80044.7F>

Ramírez, M. L. (2004). La moderna Geografía de la Salud y las Tecnologías de la Información Geográfica. *Revista Investigaciones y Ensayos Geográficos*, Año IV(4), 53-64.

Riojas Rodríguez, H., y Álamo Hernández, U. (2013). Salud Ambiental. En *Salud pública: Teoría y práctica*. Instituto Nacional de Salud Pública : Editorial El Manual Moderno.

Riojas Rodríguez H, Alamo U, Texcalac Sangrador JL, y Romieu I. (2010). Estado del Conocimiento sobre los Efectos en la Salud Asociados a la Contaminación del Aire en la Población de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. *Instituto Nacional de Salud Pública*.

Riojas Rodríguez, H., Texcalac Sangrador, J. L., Cervantes Martínez, K., Martínez Suárez, C., Hurtado Díaz, M., Guerrero López, C. M., de la Sierra de la Vega, L. A., y Zuñiga Bello, P. E. (2016). *Estimación de impactos en la salud por contaminación atmosférica en la región centro del país y alternativas de gestión* [Informe Final]. Instituto Nacional de Salud Pública.

Riojas-Rodríguez, H., Álamo-Hernández, U., Texcalac-Sangrador, J. L., y Romieu, I. (2014). Health impact assessment of decreases in PM10 and ozone concentrations in the Mexico City Metropolitan Area: A basis for a new air quality management program. *Salud Pública De México*, 56(6), 579-591.

Riojas-Rodríguez, H., da Silva, A. S., Texcalac-Sangrador, J. L., y Moreno-Banda, G. L. (2016). Air pollution management and control in Latin America and the Caribbean: Implications for climate change. *Revista Panamericana De Salud Publica = Pan American Journal of Public Health*, 40(3), 150-159.

Riojas-Rodríguez, H., Texcalac-Sangrador, J. L., Martínez-Suárez, C., Cervantes-Martínez, K., Hurtado-Díaz, M., Guerrero-López, C. M., de la Sierra de la Vega, L. A., y Zuñiga, P. (2016). *Estimación de impactos en la salud por contaminación atmosférica en la región centro del país y alternativas de gestión*. (p. 71). Instituto Nacional de Salud Pública.

Rivera-González, L. O., Zhang, Z., Sánchez, B. N., Zhang, K., Brown, D. G., Rojas-Bracho, L., Osornio-Vargas, A., Vadillo-Ortega, F., y O'Neill, M. S. (2015). An assessment of air pollutant exposure methods in Mexico City, Mexico. *Journal of the Air & Waste Management Association (1995)*, 65(5), 581-591. <https://doi.org/10.1080/10962247.2015.1020974>

Riviere, J. (1976). La medicina en la antigua India. En *Historia universal de la medicina: Vol. Tomo I* (pp. 129-158). Salvat.

Rojas-Martinez, R., Perez-Padilla, R., Olaiz-Fernandez, G., Mendoza-Alvarado, L., Moreno-Macias, H., Fortoul, T., McDonnell, W., Loomis, D., y Romieu, I. (2007). Lung function growth in children with long-term exposure to air pollutants in Mexico City. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 176(4), 377-384. <https://doi.org/10.1164/rccm.200510-1678OC>

Romieu, I., Lugo, M. C., Velasco, S. R., Sanchez, S., Meneses, F., y Hernandez, M. (1992). Air pollution and school absenteeism among children in Mexico City. *American Journal of Epidemiology*, 136(12), 1524-1531.

Romieu, I., Meneses, F., Ruiz, S., Sienna, J. J., Huerta, J., White, M. C., y Etzel, R. A. (1996). Effects of air pollution on the respiratory health of asthmatic children living in Mexico City. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 154(2 Pt 1), 300-307. <https://doi.org/10.1164/ajrccm.154.2.8756798>

Sarnat, S. E., Raysoni, A. U., Li, W.-W., Holguin, F., Johnson, B. A., Flores Luevano, S., Garcia, J. H., y Sarnat, J. A. (2012). Air pollution and acute respiratory response in a panel of asthmatic children along the U.S.-Mexico border. *Environmental Health Perspectives*, 120(3), 437-444. <https://doi.org/10.1289/ehp.1003169>

Schaefer, M. (1993). *Health, environment and development: Approaches to drafting country-level strategies for human well-being under agenda 21* (WHO/EHE/93.1). World Health Organization, Division of Environmental Health. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/61247>

Schraufnagel, D. E., Balmes, J. R., Cowl, C. T., De Matteis, S., Jung, S.-H., Mortimer, K., Perez-Padilla, R., Rice, M. B., Riojas-Rodriguez, H., Sood, A., Thurston, G. D., To, T.,

Vanker, A., y Wuebbles, D. J. (2019). Air Pollution and Noncommunicable Diseases. *Chest*, 155(2), 409-416. <https://doi.org/10.1016/j.chest.2018.10.042>

Secretaría del Medio Ambiente. (2012). *Inventario de emisiones de la Zona Metropolitana del Valle de México. Contaminantes criterio 2010*. [Anual]. Secretaría de Medio Ambiente, Gobierno del Distrito Federal.

Sendrail, M., y Janés, C. (1983). *Historia cultural de la enfermedad*. Espasa-Calpe.

Son, Y., Osornio-Vargas, Á. R., O'Neill, M. S., Hystad, P., Texcalac-Sangrador, J. L., Ohman-Strickland, P., Meng, Q., y 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.144>

Sorek-Hamer, M., Just, A. C., y Kloog, I. (2016). Satellite remote sensing in epidemiological studies. *Current Opinion in Pediatrics*, 28(2), 228-234. <https://doi.org/10.1097/MOP.0000000000000326>

Suter, G. W., 2nd, Vermeire, T., Munns, W. R., Jr, y Sekizawa, J. (2005). An integrated framework for health and ecological risk assessment. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 207(2 Suppl), 611-616. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2005.01.051>

Thompson, T. M. (2019). *Background Ozone: Challenges in Science and Policy* (N.º R45482; p. 14). Congressional Research Service.

Tonne, C., Basagaña, X., Chaix, B., Huynen, M., Hystad, P., Nawrot, T. S., Slama, R., Vermeulen, R., Weuve, J., y Nieuwenhuijsen, M. (2017). New frontiers for environmental epidemiology in a changing world. *Environment International*, 104, 155-162. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.04.003>

Trejo-González, A. G., Riojas-Rodríguez, H., Texcalac-Sangrador, J. L., Guerrero-López, C. M., Cervantes-Martínez, K., Hurtado-Díaz, M., de la Sierra-de la Vega, L. A., y Zuñiga-Bello, P. E. (2019). Quantifying health impacts and economic costs of PM2.5 exposure in Mexican cities of the National Urban System. *International Journal of Public Health*. <https://doi.org/10.1007/s00038-019-01216-1>

Urteaga, L. (1980). Miseria, miasmas y microbios. Las topografías médicas y estudio del medio ambiente en el siglo XIX. *Geo Crítica: Cuadernos de Geografía Humana, Año V(29)*. <http://www.ub.edu/geocrit/geo29.htm>

Urteaga, L. (1993). La teoría de los climas y los orígenes del ambientalismo. *Geo Crítica: Cuadernos de Geografía Humana, Año XVIII(99)*. <http://www.ub.edu/geocrit/geo99.htm>

US Environmental Protection Agency. (2011). *Human health risk assessment*. <http://www.epa.gov/risk/health-risk.htm>

Vega-Franco, L. (2002). [Ideas, beliefs, and perceptions about health. History summary]. *Salud Publica De Mexico, 44(3)*, 258-265.

Wang, M., Brunekreef, B., Gehring, U., Szpiro, A., Hoek, G., y Beelen, R. (2016). A New Technique for Evaluating Land-use Regression Models and Their Impact on Health Effect Estimates. *Epidemiology (Cambridge, Mass.)*, 27(1), 51-56. <https://doi.org/10.1097/EDE.0000000000000404>

WHO. (s. f.). *Health impact assessment*. The health and environment linkages initiative. Recuperado 11 de julio de 2020, de <https://www.who.int/heli/impacts/hiabrief/en/>

WHO. (2006). *Air Quality Guidelines. Global Update 2005*. WHO Press.

WHO. (2014). *Burden of disease from Ambient Air Pollution for 2012: Description of method, source of the data and methods*. (Fact sheet N°313). World Health Organization. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>

WHO. (2015). *WHO | Sixty-eighth World Health Assembly*. WHO | Sixty-eighth World Health Assembly. <http://www.who.int/mediacentre/events/2015/wha68/en/>

WHO. (2018, mayo 2). *Ambient (outdoor) air pollution: Air quality and health*. [Fact sheet]. [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)

WHO Regional Office for Europe. (2013). *Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project: Technical Report*. WHO Regional Office for Europe.

<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK361805/>

WHO Regional Office for Europe, y OECD. (2015). *Economic cost of the health impact of air pollution in Europe: Clean air, health and wealth*. World Health Organization. <http://www.euro.who.int/en/media-centre/events/events/2015/04/ehp-mid-term-review/publications/economic-cost-of-the-health-impact-of-air-pollution-in-europe>

Yassi, A., Kjellström, T., de Kok, T., y Guidotti, T. (2001). *Basic Environmental Health*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780195135589.001.0001>

Zaragoza, J. R. (1976). La medicina de los pueblos mesopotámicos. En *Historia universal de la medicina: Vol. Tomo I*. Salvat.

Zhang, J. J., Wei, Y., y Fang, Z. (2019). Ozone Pollution: A Major Health Hazard Worldwide. *Frontiers in Immunology*, *10*, 2518. <https://doi.org/10.3389/fimmu.2019.02518>

Anexos

Anexo – A. PM_{2.5}: Promedio anual por estación de monitoreo – 2015.

Estación	Ciudad	PM _{2.5} (µg/m ³)	Dato
CESPM	Mexicali	23.2	Calculado con suficiencia de datos
PRIM	Tepic	7.9	Calculado con suficiencia de datos
TEC	Tepic	8.2	Calculado con suficiencia de datos
CEN	Mérida	15.5	Calculado con suficiencia de datos
ECU	Morelia	18.2	Estimado a partir de PM ₁₀
ATI	Tula	29.2	Calculado con suficiencia de datos
BOM	Querétaro	18.1	Calculado con suficiencia de datos
MAR	Querétaro	17.4	Estimado a partir de PM ₁₀
BOM	Irapuato	24.5	Estimado a partir de PM ₁₀
SEC	Irapuato	22.7	Estimado a partir de PM ₁₀
TEO	Irapuato	21.3	Calculado con suficiencia de datos
CR	Salamanca	23.1	Estimado a partir de PM ₁₀
DIF	Salamanca	23.1	Calculado con suficiencia de datos
NAT	Salamanca	28.2	Estimado a partir de PM ₁₀
POL	Celaya	13.9	Calculado con suficiencia de datos
SJ	Celaya	29.5	Estimado a partir de PM ₁₀
TEC	Celaya	15.5	Estimado a partir de PM ₁₀
CICEG	León	18.6	Estimado a partir de PM ₁₀
FM	León	39.4	Estimado a partir de PM ₁₀
HG	León	23.2	Estimado a partir de PM ₁₀
T21	León	16.1	Estimado a partir de PM ₁₀
BINE	Puebla-Tlaxcala	25.6	Calculado con suficiencia de datos
NIN	Puebla-Tlaxcala	19.3	Calculado con suficiencia de datos
UTP	Puebla-Tlaxcala	15.0	Calculado con suficiencia de datos
VEL	Puebla-Tlaxcala	19.1	Estimado a partir de PM ₁₀
CE	Monterrey	24.3	Estimado a partir de PM ₁₀
NE	Monterrey	28.3	Estimado a partir de PM ₁₀
NE2	Monterrey	32.0	Estimado a partir de PM ₁₀
NO	Monterrey	26.1	Calculado con suficiencia de datos
NO2	Monterrey	27.3	Estimado a partir de PM ₁₀
SE	Monterrey	20.6	Estimado a partir de PM ₁₀
SE2	Monterrey	26.0	Estimado a partir de PM ₁₀
SO	Monterrey	36.1	Estimado a partir de PM ₁₀
SO2	Monterrey	21.9	Estimado a partir de PM ₁₀
AP	Toluca	35.4	Calculado con suficiencia de datos

Estación	Ciudad	PM _{2.5} (µg/m ³)	Dato
CB	Toluca	31.5	Calculado con suficiencia de datos
CE	Toluca	26.2	Calculado con suficiencia de datos
MT	Toluca	29.7	Calculado con suficiencia de datos
OX	Toluca	28.0	Calculado con suficiencia de datos
SC	Toluca	41.9	Calculado con suficiencia de datos
SM	Toluca	33.6	Calculado con suficiencia de datos
AGU	Guadalajara	8.3	Estimado a partir de PM ₁₀
ATM	Guadalajara	8.4	Estimado a partir de PM ₁₀
CEN	Guadalajara	9.2	Estimado a partir de PM ₁₀
LDO	Guadalajara	8.1	Estimado a partir de PM ₁₀
MIR	Guadalajara	14.8	Estimado a partir de PM ₁₀
OBL	Guadalajara	7.6	Estimado a partir de PM ₁₀
PIN	Guadalajara	15.9	Estimado a partir de PM ₁₀
SFE	Guadalajara	22.9	Estimado a partir de PM ₁₀
TLA	Guadalajara	11.7	Estimado a partir de PM ₁₀
VAL	Guadalajara	7.0	Estimado a partir de PM ₁₀
AJM	Valle de México	20.0	Calculado con suficiencia de datos
CAM	Valle de México	27.3	Calculado con suficiencia de datos
CCA	Valle de México	18.1	Calculado con suficiencia de datos
CHO	Valle de México	27.1	Estimado a partir de PM ₁₀
COY	Valle de México	26.5	Calculado con suficiencia de datos
CUA	Valle de México	17.3	Estimado a partir de PM ₁₀
CUT	Valle de México	29.9	Estimado a partir de PM ₁₀
FAC	Valle de México	22.0	Estimado a partir de PM ₁₀
HGM	Valle de México	26.0	Calculado con suficiencia de datos
IZT	Valle de México	19.7	Estimado a partir de PM ₁₀
MER	Valle de México	27.9	Calculado con suficiencia de datos
MGH	Valle de México	23.8	Calculado con suficiencia de datos
NEZ	Valle de México	20.3	Calculado con suficiencia de datos
PED	Valle de México	21.0	Calculado con suficiencia de datos
SAG	Valle de México	23.9	Calculado con suficiencia de datos
UAX	Valle de México	19.7	Calculado con suficiencia de datos
UIZ	Valle de México	25.9	Calculado con suficiencia de datos
XAL	Valle de México	29.6	Calculado con suficiencia de datos

Anexo – B. Ozono: SOMO35 (ppb) por estación de monitoreo – 2015.

Estación	Ciudad	SOMO35 (ppb)
AGU	Guadalajara	15.5
AJM	Valle de México	61
AJU	Valle de México	49.9
ATM	Guadalajara	17
ATO	Tula	23.9
CAM	Valle de México	39.3
CB	Toluca	7
CCA	Valle de México	51.3
CE	Monterrey	14.7
CE	Toluca	4.8
CEN	Guadalajara	9
CHO	Valle de México	38.7
CICEG	León	16
COY	Valle de México	48.4
CUA	Valle de México	53.9
CUT	Valle de México	20.6
DIF	Salamanca	34.1
ECH	Morelia	18.1
FAC	Valle de México	41.7
FM	León	13.7
HG	León	32.6
HGM	Valle de México	35.2
IZT	Valle de México	47.3
LDO	Guadalajara	11.3
LLA	Valle de México	35.7
MER	Valle de México	37.2
MGH	Valle de México	41.9
MIR	Guadalajara	11
MT	Toluca	26.6
NAT	Salamanca	29.8
NE	Monterrey	10.8
NEZ	Valle de México	43.5
NO	Monterrey	19.6
NO2	Monterrey	29.2

Estación	Ciudad	SOMO35 (ppb)
NUGP	Gómez Palacio	2.9
OBL	Guadalajara	14.8
OX	Toluca	17.4
PED	Valle de México	56.4
PIN	Guadalajara	24.2
REH	Pachuca	30.4
SAG	Valle de México	36.9
SC	Toluca	25.6
SE	Monterrey	12.3
SEC	Irapuato	33.7
SFE	Guadalajara	11.6
SJ	Celaya	27.2
SM	Toluca	13.4
STP	Xalapa	8.9
T21	León	73.3
TEC	Tepic	12.6
TEC	Celaya	48.5
TEO	Irapuato	42.9
TIZ	Valle de México	17.4
TLA	Guadalajara	8.1
TLA	Valle de México	35.4
UAX	Valle de México	56.9
UIZ	Valle de México	49.9
VAL	Guadalajara	24.1
XAL	Valle de México	16.5

Anexo – C. Concentración promedio anual estimada de PM_{2.5} por municipio.

Clave Entidad	Clave Municipio	Municipio	PM _{2.5} (µg/m ³)	Zona/Ciudad
11	007	Celaya	20	Celaya
14	039	Guadalajara	9.3	Guadalajara
14	070	El Salto	14	Guadalajara
14	097	Tlajomulco de Zúñiga	18.9	Guadalajara
14	098	San Pedro Tlaquepaque	13.7	Guadalajara
14	101	Tonalá	8.8	Guadalajara
14	120	Zapopan	8.3	Guadalajara
11	017	Irapuato	22.9	Irapuato
11	020	León	25.7	León
11	037	Silao de la Victoria	23.2	León
31	050	Mérida	15.5	Mérida
02	002	Mexicali	23.2	Mexicali
19	006	Apodaca	30.4	Monterrey
19	018	García	27.1	Monterrey
19	019	San Pedro Garza García	23.4	Monterrey
19	021	General Escobedo	27	Monterrey
19	026	Guadalupe	23	Monterrey
19	031	Juárez	25.5	Monterrey
19	039	Monterrey	24.5	Monterrey
19	046	San Nicolás de los Garza	27.3	Monterrey
19	048	Santa Catarina	32.6	Monterrey
16	053	Morelia	18.2	Morelia
21	034	Coronango	19.1	Puebla-Tlaxcala
21	041	Cuatlancingo	20.2	Puebla-Tlaxcala
21	114	Puebla	19.6	Puebla-Tlaxcala
22	006	Corregidora	18.1	Querétaro
22	011	El Marqués	17.5	Querétaro
22	014	Querétaro	18	Querétaro
11	027	Salamanca	24.8	Salamanca
18	008	Xalisco	8.1	Tepic
18	017	Tepic	8.1	Tepic
15	051	Lerma	33.7	Toluca
15	054	Metepéc	30.6	Toluca
15	076	San Mateo Atenco	33.2	Toluca

Clave Entidad	Clave Municipio	Municipio	PM _{2.5} (µg/m ³)	Zona/Ciudad
15	106	Toluca	32.5	Toluca
15	118	Zinacantepec	28.8	Toluca
13	010	Atitalaquia	29.2	Tula
13	074	Tlaxcoapan	29.2	Tula
09	002	Azcapotzalco	25.8	Valle de México
09	003	Coyoacán	21.6	Valle de México
09	004	Cuajimalpa de Morelos	17.7	Valle de México
09	005	Gustavo A. Madero	27.7	Valle de México
09	006	Iztacalco	22.2	Valle de México
09	007	Iztapalapa	22.6	Valle de México
09	008	La Magdalena Contreras	20.1	Valle de México
09	009	Milpa Alta	22.9	Valle de México
09	010	Álvaro Obregón	21.8	Valle de México
09	011	Tláhuac	22.6	Valle de México
09	012	Tlalpan	20.1	Valle de México
09	013	Xochimilco	20.2	Valle de México
09	014	Benito Juárez	24.5	Valle de México
09	015	Cuauhtémoc	26.6	Valle de México
09	016	Miguel Hidalgo	24.8	Valle de México
09	017	Venustiano Carranza	26.2	Valle de México
15	013	Atizapán de Zaragoza	23.7	Valle de México
15	022	Cocotitlán	27.1	Valle de México
15	024	Cuautitlán	29.9	Valle de México
15	025	Chalco	27	Valle de México
15	031	Chimalhuacán	21.3	Valle de México
15	033	Ecatepec de Morelos	26	Valle de México
15	037	Huixquilucan	18.7	Valle de México
15	039	Ixtapaluca	26.9	Valle de México
15	057	Naucalpan de Juárez	22.1	Valle de México
15	058	Nezahualcóyotl	22.4	Valle de México
15	070	La Paz	21.8	Valle de México
15	091	Teoloyucan	29.9	Valle de México
15	095	Tepotztlán	29.5	Valle de México
15	104	Tlalnepantla de Baz	25.7	Valle de México
15	121	Cuautitlán Izcalli	28.2	Valle de México
15	122	Valle de Chalco Solidaridad	27	Valle de México

Anexo – D. Concentración anual estimada de Ozono (SOMO35) por municipio.

Clave Entidad	Clave Municipio	Municipio	Ozono (ppb)	Zona/Ciudad
11	007	Celaya	19.1	Celaya
14	039	Guadalajara	6.9	Guadalajara
14	070	El Salto	9.0	Guadalajara
14	097	Tlajomulco de Zúñiga	6.9	Guadalajara
14	098	San Pedro Tlaquepaque	7.4	Guadalajara
14	101	Tonalá	6.0	Guadalajara
14	120	Zapopan	9.1	Guadalajara
11	017	Irapuato	19.4	Irapuato
05	035	Torreón	1.5	La Laguna
10	007	Gómez Palacio	1.5	La Laguna
10	012	Lerdo	1.5	La Laguna
11	020	León	16.1	León
11	037	Silao de la Victoria	16.6	León
19	06	Apodaca	5.7	Monterrey
19	018	García	13.4	Monterrey
19	019	San Pedro Garza García	7.6	Monterrey
19	021	General Escobedo	8.5	Monterrey
19	026	Guadalupe	6.2	Monterrey
19	039	Monterrey	8.2	Monterrey
19	046	San Nicolás de los Garza	6.1	Monterrey
16	053	Morelia	9.2	Morelia
13	048	Pachuca de Soto	15.5	Pachuca
13	051	Mineral de la Reforma	15.5	Pachuca
11	027	Salamanca	16.3	Salamanca
18	008	Xalisco	6.4	Tepic
18	017	Tepic	6.4	Tepic
15	051	Lerma	7.7	Toluca
15	054	Metepec	9.7	Toluca
15	076	San Mateo Atenco	7.6	Toluca
15	106	Toluca	8.1	Toluca
15	118	Zinacantepec	7.4	Toluca
13	010	Atitalaquia	12.2	Tula
13	013	Atotonilco de Tula	12.2	Tula
09	002	Azcapotzalco	19.7	Valle de México

Clave Entidad	Clave Municipio	Municipio	Ozono (ppb)	Zona/Ciudad
09	003	Coyoacán	26.6	Valle de México
09	004	Cuajimalpa de Morelos	27.3	Valle de México
09	005	Gustavo A. Madero	15.8	Valle de México
09	006	Iztacalco	23.3	Valle de México
09	007	Iztapalapa	25.0	Valle de México
09	008	La Magdalena Contreras	28.7	Valle de México
09	009	Milpa Alta	24.1	Valle de México
09	010	√Álvaro Obregón	25.0	Valle de México
09	011	Tláhuac	25.6	Valle de México
09	012	Tlalpan	29.0	Valle de México
09	013	Xochimilco	28.2	Valle de México
09	014	Benito Juárez	22.0	Valle de México
09	015	Cuauhtémoc	19.0	Valle de México
09	016	Miguel Hidalgo	20.7	Valle de México
09	017	Venustiano Carranza	19.9	Valle de México
13	069	Tizayuca	8.9	Valle de México
15	013	Atizapán de Zaragoza	18.7	Valle de México
15	022	Cocotitlán	19.7	Valle de México
15	024	Cuautitlán	10.5	Valle de México
15	025	Chalco	19.8	Valle de México
15	031	Chimalhuacán	21.9	Valle de México
15	033	Ecatepec de Morelos	16.3	Valle de México
15	037	Huixquilucan	26.0	Valle de México
15	039	Ixtapaluca	19.9	Valle de México
15	057	Naucalpan de Juárez	21.4	Valle de México
15	058	Nezahualcóyotl	20.8	Valle de México
15	070	La Paz	22.1	Valle de México
15	091	Teoloyucan	10.5	Valle de México
15	095	Tepotzotlán	11.2	Valle de México
15	104	Tlalnepantla de Baz	16.7	Valle de México
15	121	Cuautitlán Izcalli	13.4	Valle de México
15	122	Valle de Chalco Solidaridad	19.8	Valle de México
30	087	Xalapa	4.5	Xalapa

Anexo – E. PM_{2.5}: Muertes evitables por municipio.

E-1. Todas las causas según escenario contrafactual.

Ciudad	Municipio	NOM-025-SSA1-2014			OMS		
		Bajo	Medio	Alto	Bajo	Medio	Alto
Celaya	Celaya	67	99	130	84	124	162
Guadalajara	El Salto	4	7	9	9	13	17
Guadalajara	Guadalajara	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Guadalajara	Tlaquepaque	17	25	33	37	55	72
Guadalajara	Tlajomulco de Zúñiga	32	47	61	41	60	78
Guadalajara	Tonalá	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Guadalajara	Zapopan	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Irapuato	Irapuato	97	143	187	114	168	219
León	León	310	455	593	354	518	674
León	Silao de la Victoria	30	45	58	36	52	68
Mérida	Mérida	68	101	133	106	157	207
Mexicali	Mexicali	206	303	396	242	355	463
Monterrey	Apodaca	98	143	186	108	158	205
Monterrey	García	22	33	43	25	37	48
Monterrey	General Escobedo	60	88	114	68	99	129
Monterrey	Guadalupe	145	213	278	170	250	326
Monterrey	Juárez	29	42	55	33	48	63
Monterrey	Monterrey	335	492	642	387	567	739
Monterrey	San N. de los Garza	148	216	281	166	243	316
Monterrey	San Pedro Garza García	26	39	51	31	45	59
Monterrey	Santa Catarina	83	121	157	91	132	171
Morelia	Morelia	72	106	140	95	140	183
Puebla-Tlaxcala	Coronango	4	7	9	6	8	11
Puebla-Tlaxcala	Cuatlancingo	9	13	17	11	16	21
Puebla-Tlaxcala	Puebla	221	325	427	278	409	535
Querétaro	Corregidora	12	17	23	15	23	30
Querétaro	El Marqués	9	13	18	12	18	24
Querétaro	Querétaro	78	116	152	104	153	201
Salamanca	Salamanca	59	86	113	68	99	130
Tepic	Tepic	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Tepic	Xalisco	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Toluca	Lerma	42	61	78	45	66	85
Toluca	Metepc	63	92	120	70	101	131
Toluca	San Mateo Atenco	26	38	49	28	41	53

Ciudad	Municipio	NOM-025-SSA1-2014			OMS		
		Bajo	Medio	Alto	Bajo	Medio	Alto
Toluca	Toluca	256	373	483	280	407	527
Toluca	Zinacantepec	40	58	76	45	65	84
Tula	Atitalaquia	8	12	16	9	13	17
Tula	Tlaxcoapan	9	13	17	10	15	19
Valle de México	Álvaro Obregón	153	226	296	184	270	353
Valle de México	Atizapán de Zaragoza	91	134	176	107	156	204
Valle de México	Azcapotzalco	158	232	303	181	264	344
Valle de México	Benito Juárez	142	208	271	164	240	312
Valle de México	Chalco	67	99	128	76	111	144
Valle de México	Chimalhuacán	72	106	139	87	129	168
Valle de México	Cocotitlán	3	5	6	4	5	7
Valle de México	Coyoacán	149	220	288	180	264	345
Valle de México	Cuajimalpa de Morelos	18	26	35	24	35	46
Valle de México	Cuauhtémoc	235	344	449	266	389	506
Valle de México	Cuautitlán	28	41	53	31	45	59
Valle de México	Cuautitlán Izcalli	128	187	244	143	209	272
Valle de México	Ecatepec de Morelos	393	577	752	448	655	853
Valle de México	Gustavo A. Madero	474	694	904	533	778	1012
Valle de México	Huixquilucan	24	35	46	31	45	59
Valle de México	Ixtapaluca	83	122	159	94	137	178
Valle de México	Iztacalco	111	163	213	132	194	253
Valle de México	Iztapalapa	376	553	723	445	654	853
Valle de México	Magdalena Contreras	40	59	77	50	73	95
Valle de México	La Paz	35	51	67	42	62	80
Valle de México	Miguel Hidalgo	126	184	241	145	212	276
Valle de México	Milpa Alta	25	37	49	30	44	57
Valle de México	Naucalpan de Juárez	165	242	317	196	288	377
Valle de México	Nezahualcóyotl	255	376	492	303	445	582
Valle de México	Teoloyucan	22	32	42	24	35	46
Valle de México	Tepotztlán	20	29	38	22	33	42
Valle de México	Tláhuac	60	88	115	71	104	136
Valle de México	Tlalnepantla de Baz	198	290	378	226	330	430
Valle de México	Tlalpan	100	147	193	124	183	239
Valle de México	Valle de Chalco	74	109	142	84	123	160
Valle de México	Venustiano Carranza	170	250	326	194	283	369
Valle de México	Xochimilco	66	97	127	81	120	157

E-2. Cardiovasculares según escenario contrafactual.

Ciudad	Municipio	NOM-025-SSA1-2014			OMS		
		Bajo	Medio	Alto	Bajo	Medio	Alto
Celaya	Celaya	23	49	68	29	60	84
Guadalajara	El Salto	1	2	4	2	5	7
Guadalajara	Guadalajara	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Guadalajara	Tlaquepaque	6	12	17	12	25	36
Guadalajara	Tlajomulco de Zúñiga	10	20	28	12	25	36
Guadalajara	Tonalá	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Guadalajara	Zapopan	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Irapuato	Irapuato	32	66	91	37	77	106
León	León	107	220	304	122	250	343
León	Silao de la Victoria	9	19	27	11	23	31
Mérida	Mérida	27	57	80	42	89	125
Mexicali	Mexicali	76	158	220	89	185	255
Monterrey	Apodaca	38	77	106	42	85	115
Monterrey	García	9	19	26	10	21	29
Monterrey	General Escobedo	24	50	69	28	56	77
Monterrey	Guadalupe	62	128	178	72	150	207
Monterrey	Juárez	12	25	34	14	28	38
Monterrey	Monterrey	143	295	409	165	339	467
Monterrey	San N. de los Garza	58	119	164	65	134	183
Monterrey	San Pedro Garza García	11	22	31	13	26	36
Monterrey	Santa Catarina	32	65	89	35	71	96
Morelia	Morelia	26	54	75	34	70	98
Puebla-Tlaxcala	Coronango	1	2	3	1	3	4
Puebla-Tlaxcala	Cuatlancingo	3	6	8	3	7	10
Puebla-Tlaxcala	Puebla	73	152	213	91	190	265
Querétaro	Corregidora	5	10	14	6	13	18
Querétaro	El Marqués	4	8	11	5	10	14
Querétaro	Querétaro	28	60	84	38	79	110
Salamanca	Salamanca	23	47	65	26	54	74
Tepic	Tepic	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Tepic	Xalisco	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Toluca	Lerma	15	29	40	16	32	43
Toluca	Metepiec	22	45	62	24	50	67
Toluca	San Mateo Atenco	8	16	22	9	18	24
Toluca	Toluca	88	177	242	96	193	261
Toluca	Zinacantepec	15	31	43	17	35	47

Ciudad	Municipio	NOM-025-SSA1-2014			OMS		
		Bajo	Medio	Alto	Bajo	Medio	Alto
Tula	Atitalaquia	2	5	7	3	6	8
Tula	Tlaxcoapan	3	6	9	3	7	9
Valle de México	Álvaro Obregón	62	129	179	74	153	212
Valle de México	Atizapán de Zaragoza	34	70	98	40	82	113
Valle de México	Azcapotzalco	63	129	178	71	146	201
Valle de México	Benito Juárez	62	127	176	71	146	202
Valle de México	Chalco	20	42	58	23	47	64
Valle de México	Chimalhuacán	21	44	61	26	53	73
Valle de México	Cocotitlán	1	2	3	1	2	3
Valle de México	Coyoacán	63	130	181	75	156	216
Valle de México	Cuajimalpa de Morelos	8	17	25	11	23	33
Valle de México	Cuauhtémoc	92	190	261	104	213	293
Valle de México	Cuautitlán	9	17	24	9	19	26
Valle de México	Cuautitlán Izcalli	49	100	138	55	111	152
Valle de México	Ecatepec de Morelos	137	282	389	156	319	438
Valle de México	Gustavo A. Madero	183	374	515	205	418	572
Valle de México	Huixquilucan	10	21	29	13	27	37
Valle de México	Ixtapaluca	29	60	83	33	68	93
Valle de México	Iztacalco	42	87	122	50	104	143
Valle de México	Iztapalapa	135	280	389	159	330	456
Valle de México	Magdalena Contreras	17	36	50	21	45	62
Valle de México	La Paz	11	23	32	13	27	38
Valle de México	Miguel Hidalgo	54	112	155	62	128	177
Valle de México	Milpa Alta	10	22	30	12	25	35
Valle de México	Naucalpan de Juárez	58	120	167	69	143	198
Valle de México	Nezahualcóyotl	84	176	244	100	207	287
Valle de México	Teoloyucan	6	13	18	7	14	19
Valle de México	Tepotzotlán	7	14	19	8	15	21
Valle de México	Tláhuac	21	44	61	25	52	72
Valle de México	Tlalnepantla de Baz	72	149	206	82	169	232
Valle de México	Tlalpan	40	83	116	49	103	143
Valle de México	Valle de Chalco	26	54	74	29	60	83
Valle de México	Venustiano Carranza	71	146	201	80	164	226
Valle de México	Xochimilco	28	58	81	35	72	100

E-3. Cardiopulmonares según escenario contrafactual.

Ciudad	Municipio	NOM-025-SSA1-2014			OMS		
		Bajo	Medio	Alto	Bajo	Medio	Alto
Celaya	Celaya	18	51	85	22	63	105
Guadalajara	El Salto	1	3	5	2	6	10
Guadalajara	Guadalajara	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Guadalajara	Tlaquepaque	5	13	23	10	29	50
Guadalajara	Tlajomulco de Zúñiga	8	22	38	10	29	48
Guadalajara	Tonalá	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Guadalajara	Zapopan	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Irapuato	Irapuato	25	71	119	30	84	139
León	León	87	244	403	99	277	455
León	Silao de la Victoria	8	21	36	9	25	41
Mérida	Mérida	21	62	106	34	97	164
Mexicali	Mexicali	62	176	293	73	205	340
Monterrey	Apodaca	30	83	135	33	91	148
Monterrey	García	7	20	33	8	22	37
Monterrey	General Escobedo	19	52	86	21	58	96
Monterrey	Guadalupe	46	130	216	54	152	252
Monterrey	Juárez	9	24	40	10	27	45
Monterrey	Monterrey	113	317	526	130	365	602
Monterrey	San N. de los Garza	46	127	209	51	143	233
Monterrey	San Pedro Garza García	8	23	39	10	27	45
Monterrey	Santa Catarina	25	68	111	27	75	120
Morelia	Morelia	20	57	97	26	75	126
Puebla-Tlaxcala	Coronango	1	3	5	1	4	6
Puebla-Tlaxcala	Cuatlancingo	2	6	10	3	7	12
Puebla-Tlaxcala	Puebla	56	159	268	70	200	334
Querétaro	Corregidora	4	10	17	5	13	23
Querétaro	El Marqués	3	8	14	4	11	19
Querétaro	Querétaro	22	63	106	29	83	139
Salamanca	Salamanca	17	49	81	20	56	92
Tepic	Tepic	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Tepic	Xalisco	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Toluca	Lerma	11	31	49	12	33	53
Toluca	Metepéc	18	50	82	20	55	89
Toluca	San Mateo Atenco	7	19	31	7	20	33
Toluca	Toluca	72	198	321	79	216	347
Toluca	Zinacantepec	12	35	57	14	38	63

Ciudad	Municipio	NOM-025-SSA1-2014			OMS		
		Bajo	Medio	Alto	Bajo	Medio	Alto
Tula	Atitalaquia	2	5	8	2	6	9
Tula	Tlaxcoapan	3	7	11	3	8	13
Valle de México	Álvaro Obregón	48	137	228	58	163	271
Valle de México	Atizapán de Zaragoza	26	73	121	30	84	139
Valle de México	Azcapotzalco	49	137	226	56	155	255
Valle de México	Benito Juárez	49	139	230	57	160	263
Valle de México	Chalco	16	46	75	18	51	84
Valle de México	Chimalhuacán	17	47	79	20	57	94
Valle de México	Cocotitlán	1	2	3	1	2	4
Valle de México	Coyoacán	49	140	233	59	167	278
Valle de México	Cuajimalpa de Morelos	6	17	29	8	23	39
Valle de México	Cuauhtémoc	74	206	340	83	232	381
Valle de México	Cuautitlán	7	18	30	7	20	33
Valle de México	Cuautitlán Izcalli	36	101	165	40	112	183
Valle de México	Ecatepec de Morelos	104	291	480	118	330	541
Valle de México	Gustavo A. Madero	143	400	657	161	447	731
Valle de México	Huixquilucan	7	21	35	9	27	45
Valle de México	Ixtapaluca	22	62	102	25	69	114
Valle de México	Iztacalco	33	92	154	39	109	181
Valle de México	Iztapalapa	105	296	494	124	349	579
Valle de México	Magdalena Contreras	13	36	61	16	45	75
Valle de México	La Paz	9	25	42	11	30	50
Valle de México	Miguel Hidalgo	42	119	198	49	137	226
Valle de México	Milpa Alta	8	22	36	9	26	43
Valle de México	Naucalpan de Juárez	47	133	222	56	158	262
Valle de México	Nezahualcóyotl	68	193	322	81	228	378
Valle de México	Teoloyucan	5	14	22	5	15	25
Valle de México	Tepotzotlán	5	15	24	6	16	26
Valle de México	Tláhuac	16	46	77	19	55	91
Valle de México	Tlalnepantla de Baz	57	160	264	65	181	298
Valle de México	Tlalpan	30	85	144	37	106	176
Valle de México	Valle de Chalco	20	57	93	23	64	104
Valle de México	Venustiano Carranza	54	151	250	61	171	281
Valle de México	Xochimilco	20	57	96	25	71	118

E-4. Isquémicas del corazón según escenario contrafactual.

Ciudad	Municipio	NOM-025-SSA1-2014			OMS		
		Bajo	Medio	Alto	Bajo	Medio	Alto
Celaya	Celaya	27	34	42	34	42	52
Guadalajara	El Salto	2	2	3	4	5	6
Guadalajara	Guadalajara	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Guadalajara	Tlaquepaque	7	9	11	15	19	24
Guadalajara	Tlajomulco de Zúñiga	13	17	20	17	21	26
Guadalajara	Tonalá	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Guadalajara	Zapopan	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Irapuato	Irapuato	46	57	70	54	67	81
León	León	132	163	199	150	184	223
León	Silao de la Victoria	12	15	18	14	17	21
Mérida	Mérida	49	61	76	76	94	117
Mexicali	Mexicali	97	120	147	113	140	170
Monterrey	Apodaca	59	72	87	64	79	94
Monterrey	García	17	21	25	19	23	28
Monterrey	General Escobedo	40	49	60	45	55	66
Monterrey	Guadalupe	90	112	137	105	130	159
Monterrey	Juárez	20	25	30	23	28	34
Monterrey	Monterrey	213	263	321	244	300	365
Monterrey	San N. de los Garza	90	111	134	100	123	149
Monterrey	San Pedro Garza García	16	20	25	19	23	29
Monterrey	Santa Catarina	50	62	74	55	66	80
Morelia	Morelia	30	37	46	39	48	59
Puebla-Tlaxcala	Coronango	2	2	2	2	2	3
Puebla-Tlaxcala	Cuatlancingo	3	4	5	4	5	6
Puebla-Tlaxcala	Puebla	89	111	137	111	138	169
Querétaro	Corregidora	7	9	11	9	12	15
Querétaro	El Marqués	5	6	8	7	8	10
Querétaro	Querétaro	41	52	64	54	68	83
Salamanca	Salamanca	31	39	47	36	44	54
Tepic	Tepic	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Tepic	Xalisco	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Toluca	Lerma	17	21	25	19	23	27
Toluca	Metepiec	29	36	43	32	39	47
Toluca	San Mateo Atenco	10	12	15	11	13	16
Toluca	Toluca	117	143	172	127	155	185
Toluca	Zinacantepec	19	24	28	21	26	31

Ciudad	Municipio	NOM-025-SSA1-2014			OMS		
		Bajo	Medio	Alto	Bajo	Medio	Alto
Tula	Atitalaquia	2	3	4	3	3	4
Tula	Tlaxcoapan	4	5	6	4	5	7
Valle de México	Álvaro Obregón	95	118	144	113	139	170
Valle de México	Atizapán de Zaragoza	49	60	74	56	70	85
Valle de México	Azcapotzalco	93	115	140	105	130	157
Valle de México	Benito Juárez	95	117	143	109	134	163
Valle de México	Chalco	24	29	36	27	33	40
Valle de México	Chimalhuacán	28	35	43	34	42	51
Valle de México	Cocotitlán	2	2	2	2	2	3
Valle de México	Coyoacán	101	126	154	121	150	183
Valle de México	Cuajimalpa de Morelos	14	18	22	19	24	29
Valle de México	Cuauhtémoc	139	171	208	156	192	232
Valle de México	Cuautitlán	12	14	17	13	16	19
Valle de México	Cuautitlán Izcalli	64	79	95	71	87	105
Valle de México	Ecatepec de Morelos	194	240	291	219	269	327
Valle de México	Gustavo A. Madero	261	321	389	290	356	430
Valle de México	Huixquilucan	14	17	21	18	22	27
Valle de México	Ixtapaluca	35	43	53	39	48	58
Valle de México	Iztacalco	61	76	93	72	89	109
Valle de México	Iztapalapa	198	245	300	232	287	350
Valle de México	Magdalena Contreras	29	36	44	35	44	54
Valle de México	La Paz	14	17	21	16	20	25
Valle de México	Miguel Hidalgo	81	100	122	92	114	138
Valle de México	Milpa Alta	17	21	26	20	25	30
Valle de México	Naucalpan de Juárez	77	96	118	92	113	138
Valle de México	Nezahualcóyotl	108	134	165	127	158	192
Valle de México	Teoloyucan	7	8	10	8	9	11
Valle de México	Tepotztlán	8	10	12	9	11	13
Valle de México	Tláhuac	32	40	48	37	46	56
Valle de México	Tlalnepantla de Baz	99	122	149	112	138	167
Valle de México	Tlalpan	60	75	92	74	92	112
Valle de México	Valle de Chalco	39	49	59	44	54	66
Valle de México	Venustiano Carranza	103	128	155	116	143	174
Valle de México	Xochimilco	46	57	70	56	70	85

Anexo – F. Ozono: Muertes evitables por municipio.

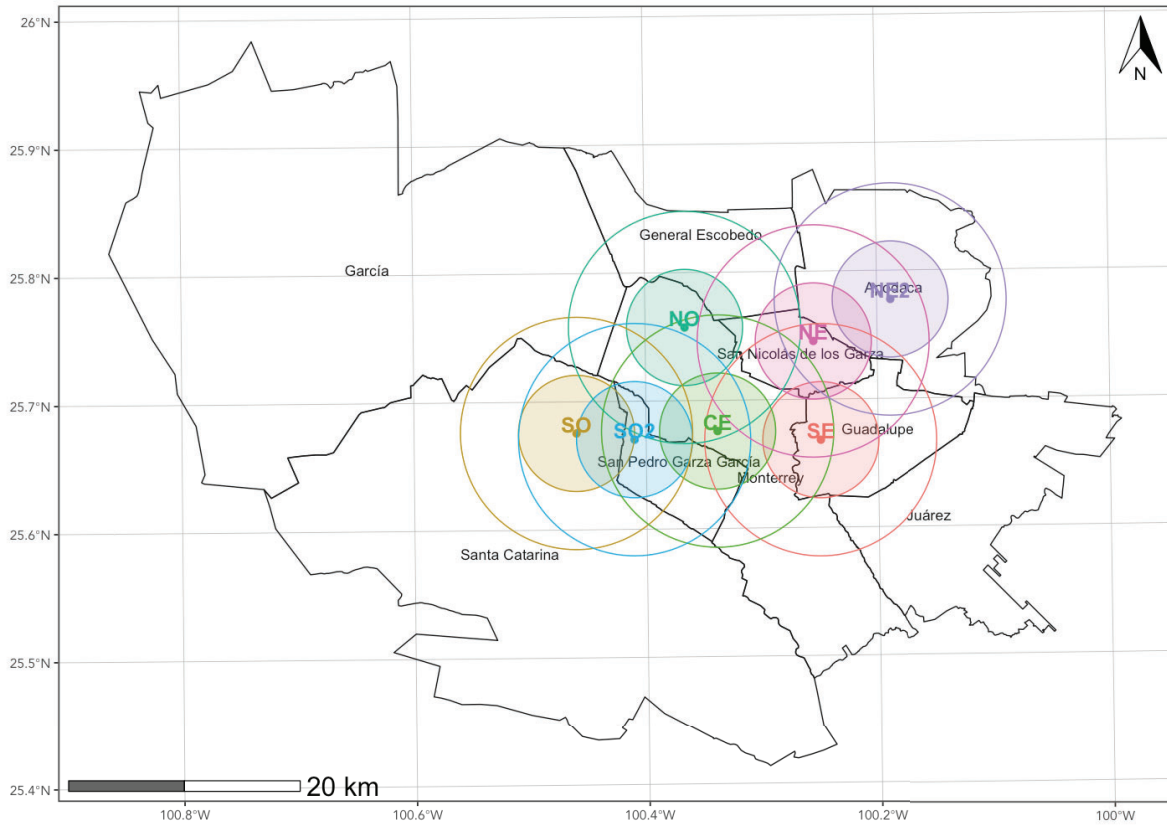
F-1. Respiratorias.

Ciudad	Municipio	Bajo	Medio	Alto
Celaya	Celaya	3	9	15
Guadalajara	El Salto	1	2	3
Guadalajara	Guadalajara	9	24	41
Guadalajara	San Pedro Tlaquepaque	2	6	10
Guadalajara	Tlajomulco de Zúñiga	1	2	4
Guadalajara	Tonalá	1	2	4
Guadalajara	Zapopan	5	14	24
Irapuato	Irapuato	4	11	18
La Laguna	Gómez Palacio	0	0	1
La Laguna	Lerdo	0	0	0
La Laguna	Torreón	0	1	2
León	León	10	27	46
León	Silao de la Victoria	1	3	5
Mérida	Mérida	0	0	0
Monterrey	Apodaca	1	2	3
Monterrey	García	0	1	2
Monterrey	General Escobedo	1	2	4
Monterrey	Guadalupe	2	5	8
Monterrey	Monterrey	6	16	27
Monterrey	San Nicolás de los Garza	1	4	7
Monterrey	San Pedro Garza García	0	1	2
Morelia	Morelia	2	7	11
Pachuca	Mineral de la Reforma	1	1	2
Pachuca	Pachuca de Soto	2	5	8
Salamanca	Salamanca	2	4	7
Tepic	Tepic	1	3	5
Tepic	Xalisco	0	0	1
Toluca	Lerma	0	1	1
Toluca	Metepec	1	2	4
Toluca	San Mateo Atenco	0	1	1
Toluca	Toluca	3	7	12
Toluca	Zinacantepec	0	1	2
Tula	Atitalaquia	0	0	0
Tula	Atotonilco de Tula	0	0	0
Valle de México	Álvaro Obregón	10	27	45

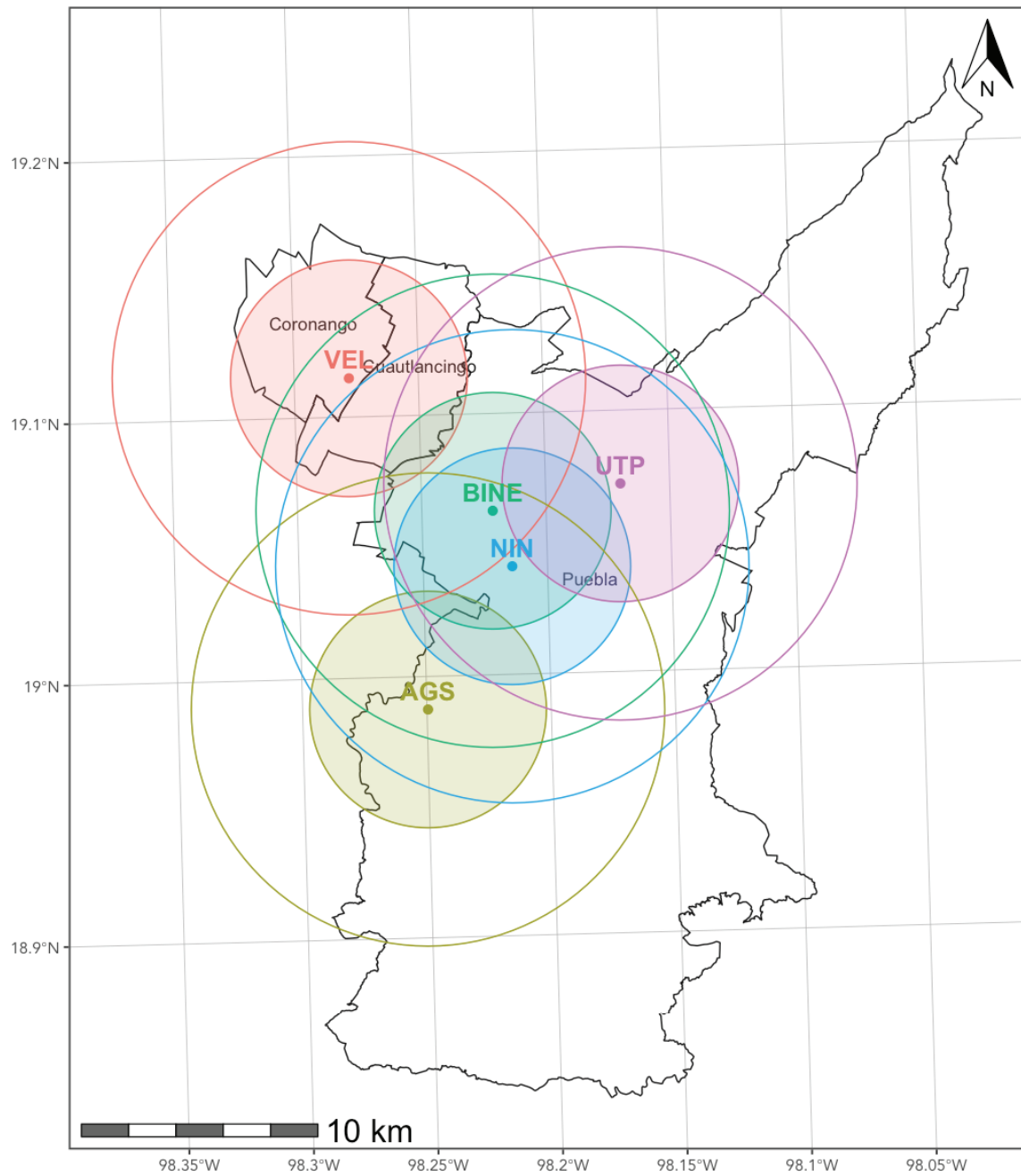
Ciudad	Municipio	Bajo	Medio	Alto
Valle de México	Atizapán de Zaragoza	3	9	15
Valle de México	Azcapotzalco	6	15	26
Valle de México	Benito Juárez	7	20	33
Valle de México	Chalco	2	5	9
Valle de México	Chimalhuacán	3	9	15
Valle de México	Cocotitlán	0	0	0
Valle de México	Coyoacán	11	30	51
Valle de México	Cuajimalpa de Morelos	2	5	9
Valle de México	Cuauhtémoc	8	22	37
Valle de México	Cuautitlán	0	1	2
Valle de México	Cuautitlán Izcalli	2	6	9
Valle de México	Ecatepec de Morelos	9	25	42
Valle de México	Gustavo A. Madero	12	33	55
Valle de México	Huixquilucan	2	5	9
Valle de México	Ixtapaluca	2	6	11
Valle de México	Iztacalco	6	16	27
Valle de México	Iztapalapa	19	53	88
Valle de México	La Magdalena Contreras	3	8	14
Valle de México	La Paz	2	5	8
Valle de México	Miguel Hidalgo	6	15	25
Valle de México	Milpa Alta	1	3	5
Valle de México	Naucalpan de Juárez	9	25	41
Valle de México	Nezahualcóyotl	12	34	56
Valle de México	Teoloyucan	0	1	1
Valle de México	Tepotztlán	0	1	1
Valle de México	Tizayuca	0	1	1
Valle de México	Tláhuac	3	9	14
Valle de México	Tlalnepantla de Baz	6	17	28
Valle de México	Tlalpan	8	22	36
Valle de México	Valle de Chalco Solidaridad	2	6	10
Valle de México	Venustiano Carranza	6	16	26
Valle de México	Xochimilco	4	11	18
Xalapa	Xalapa	1	2	4

Anexo – G. Ciudades, estaciones de monitoreo y buffers de análisis.

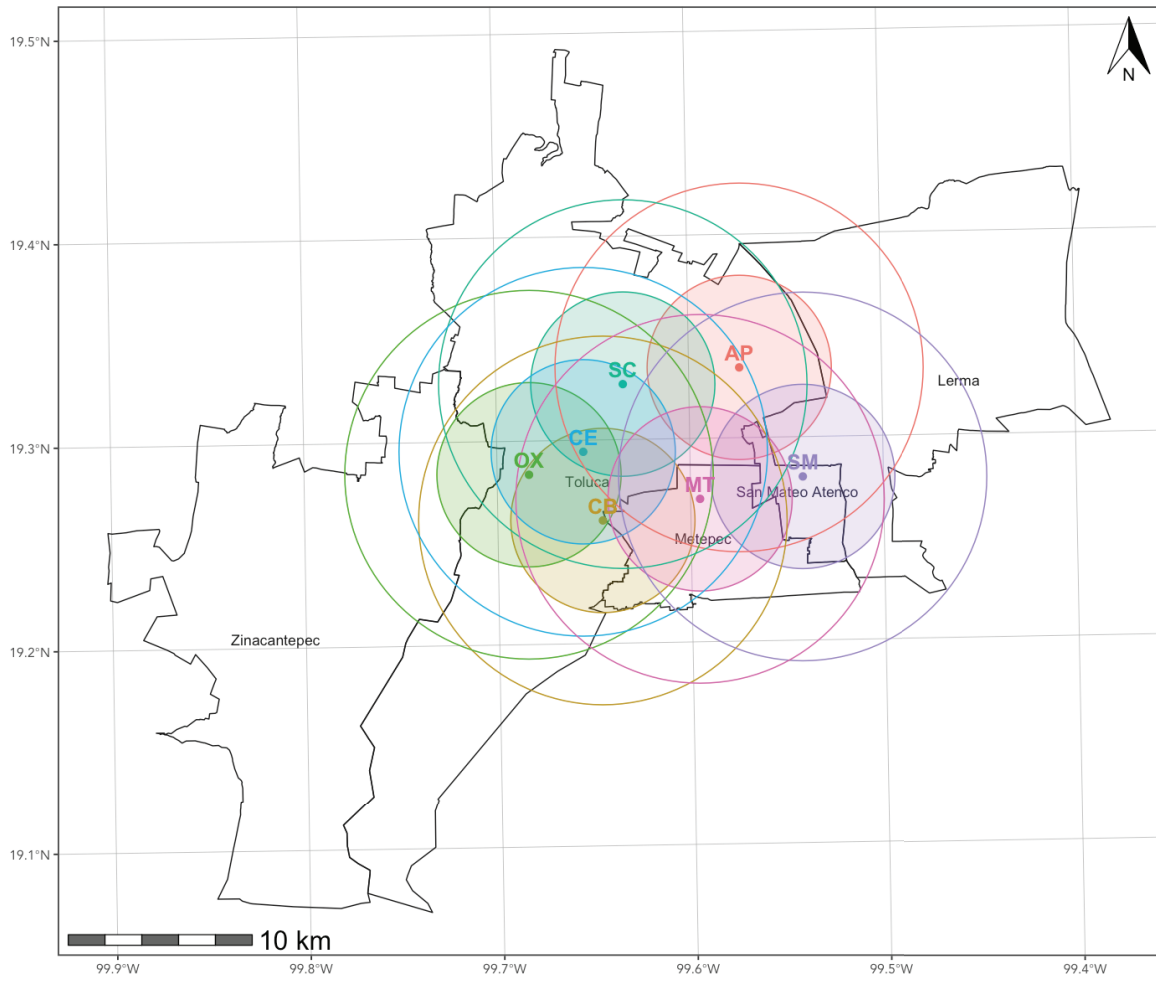
G-1. Monterrey.



G-2. Puebla — Tlaxcala.

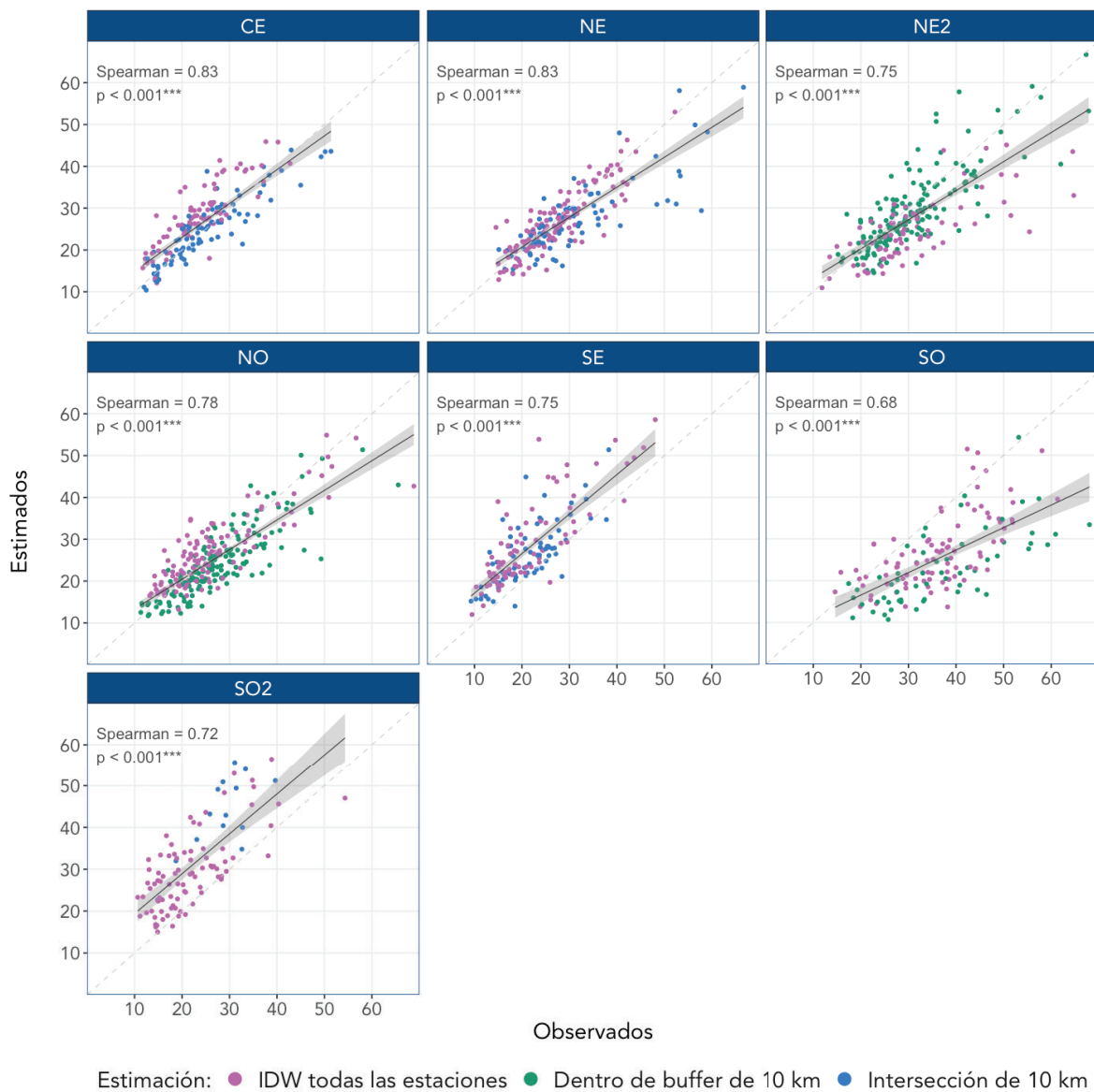


G-3. Toluca.

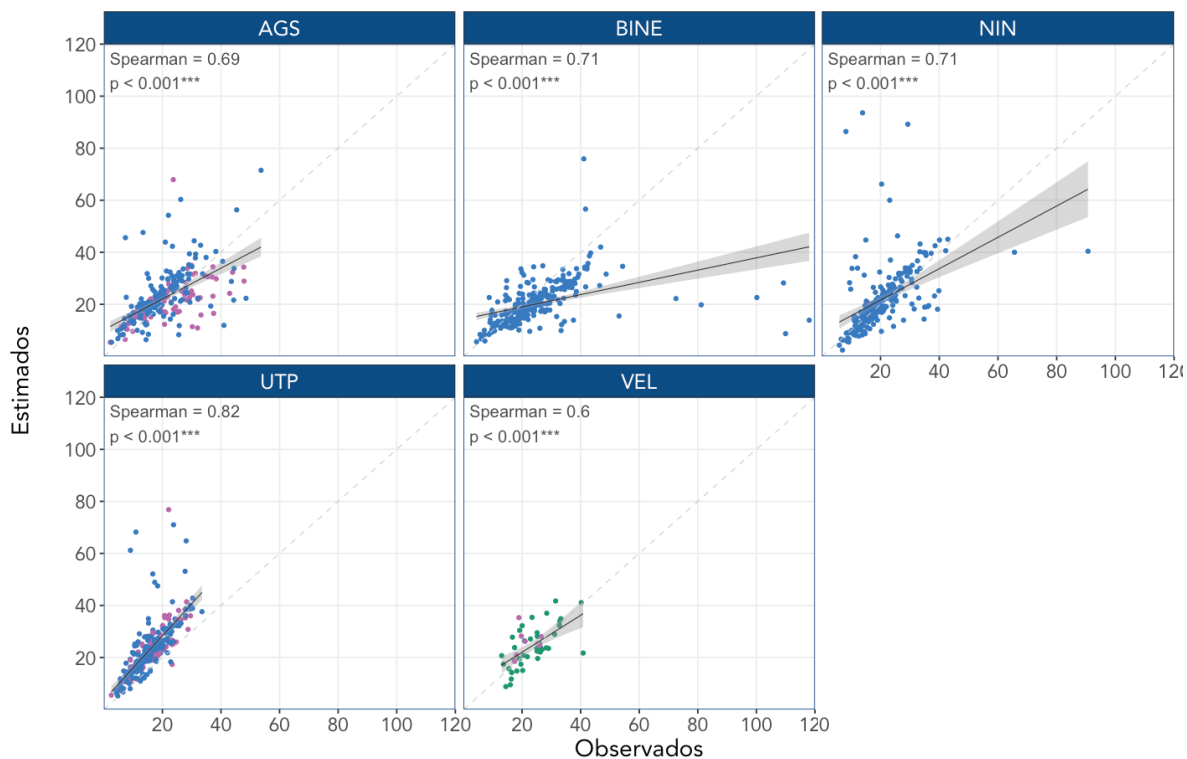


Anexo – H. Gráficos de dispersión de valores medidos contra.

H-1. Monterrey.

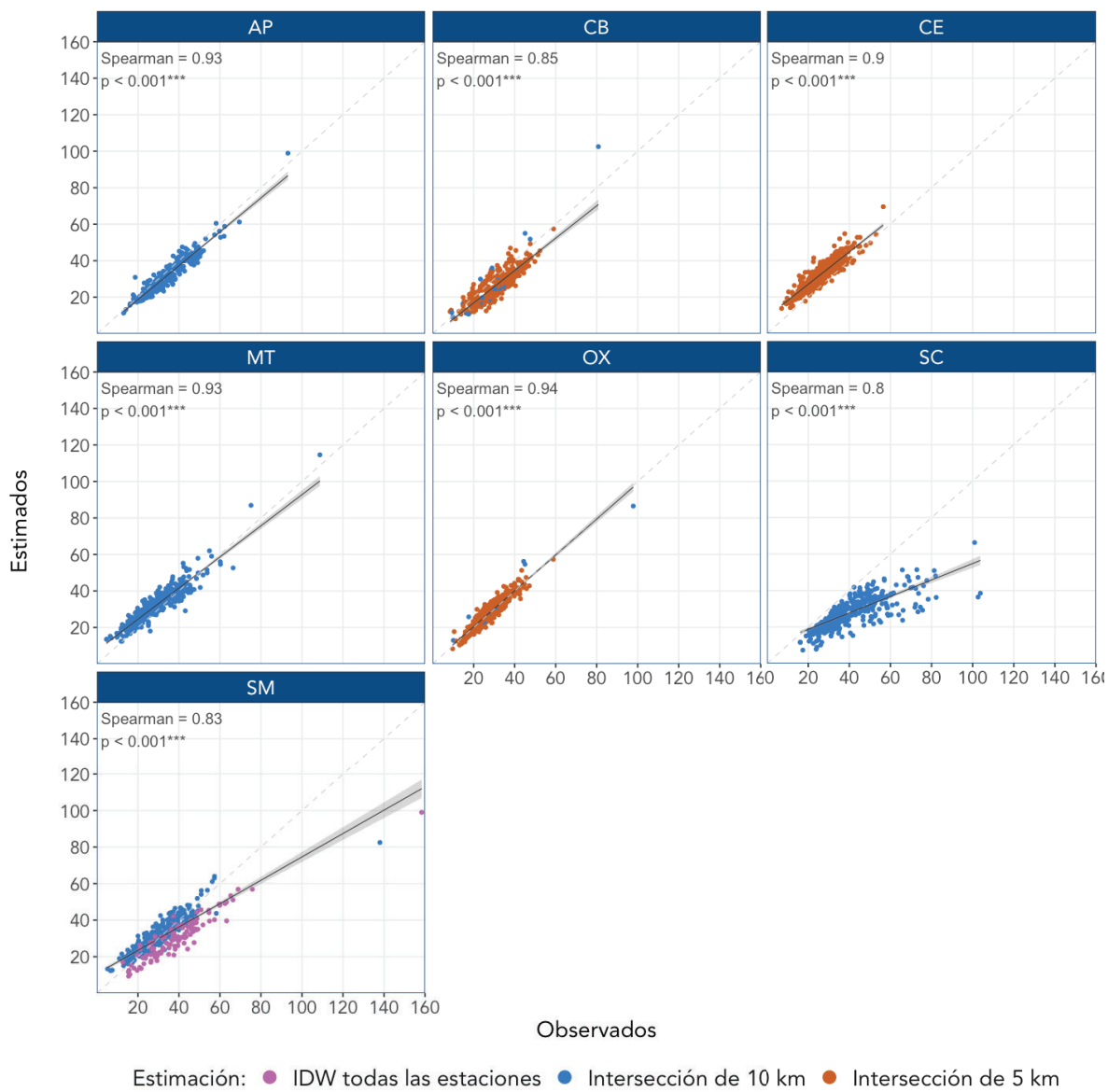


H-2. Puebla — Tlaxcala.

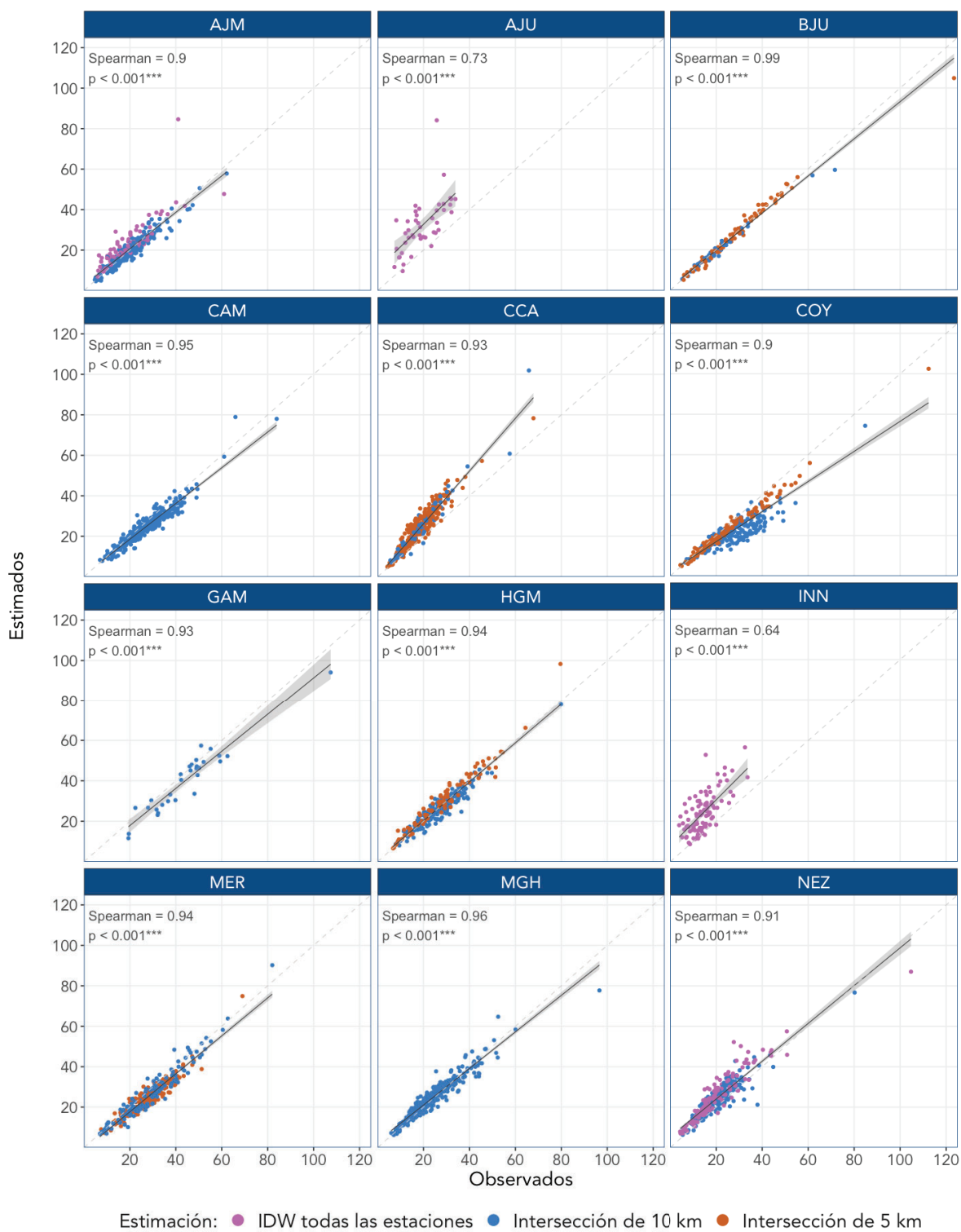


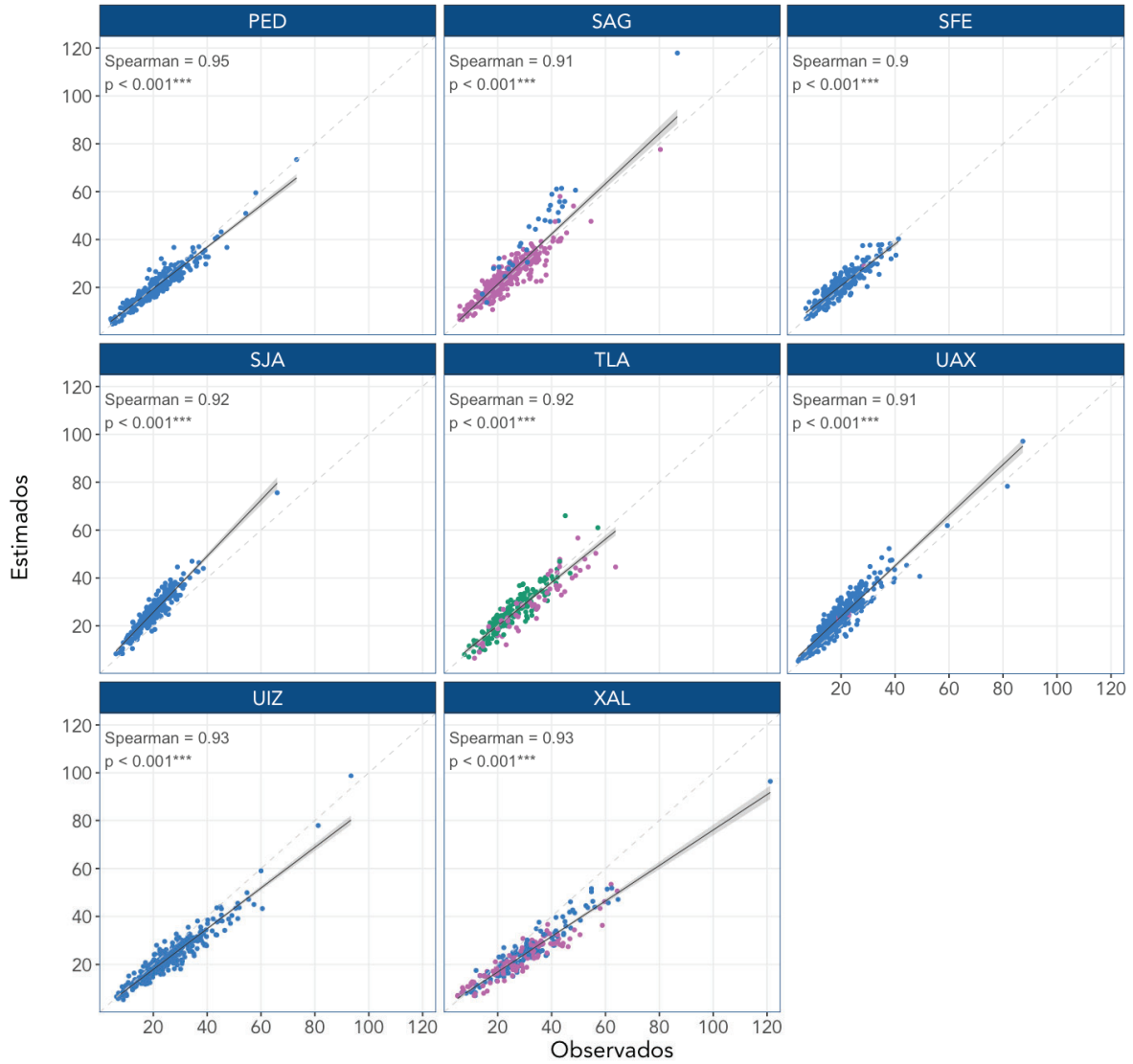
Estimación: ● IDW todas las estaciones ● Dentro de buffer de 10 km ● Intersección de 10 km

H-3. Toluca.



H-4. Valle de México.

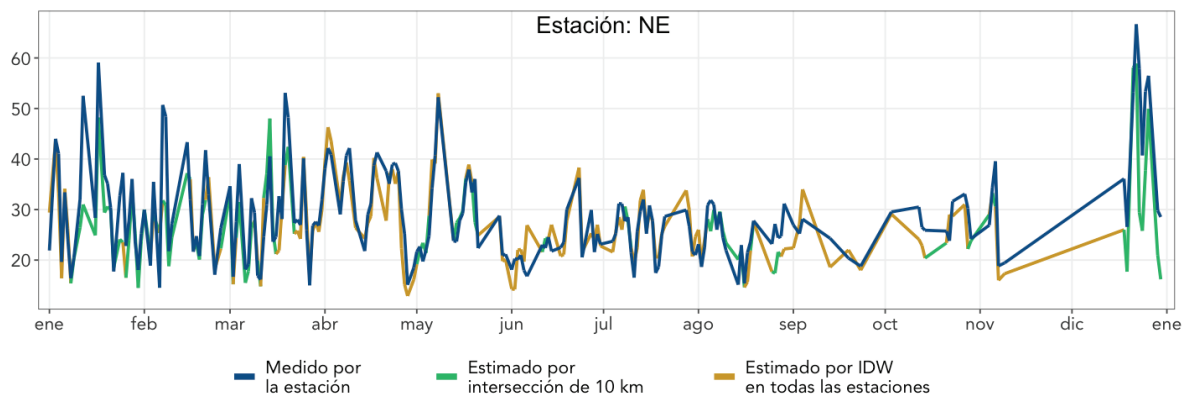
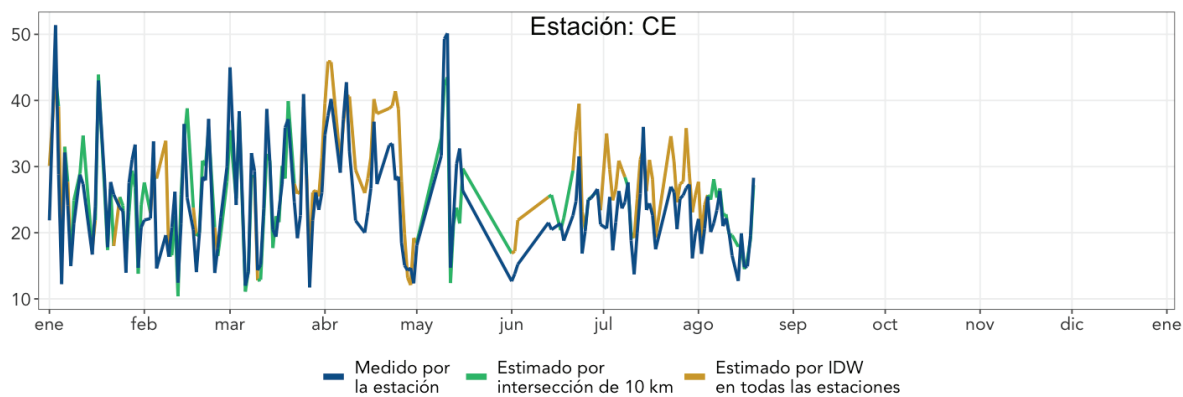
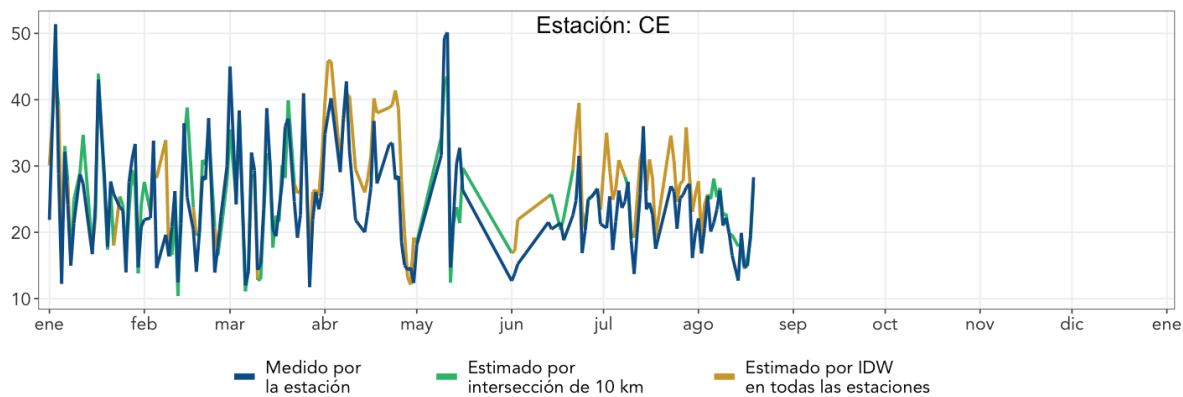


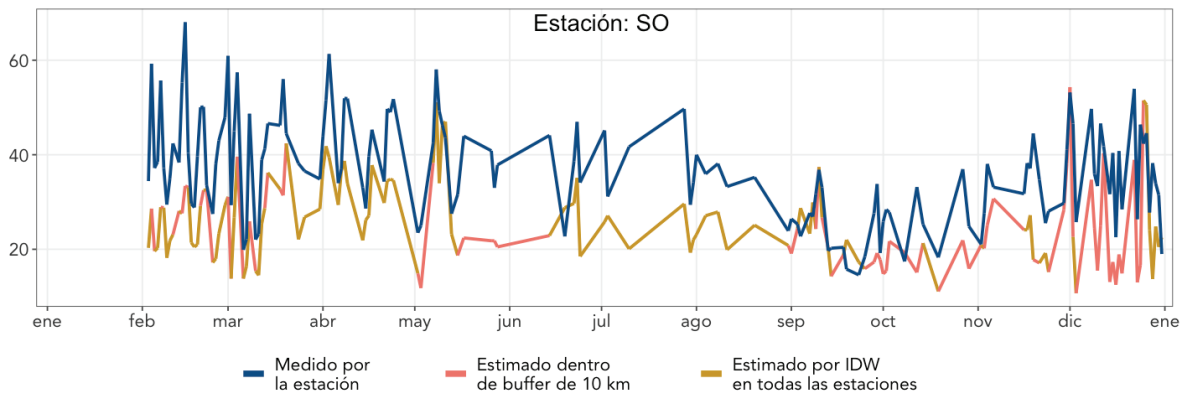
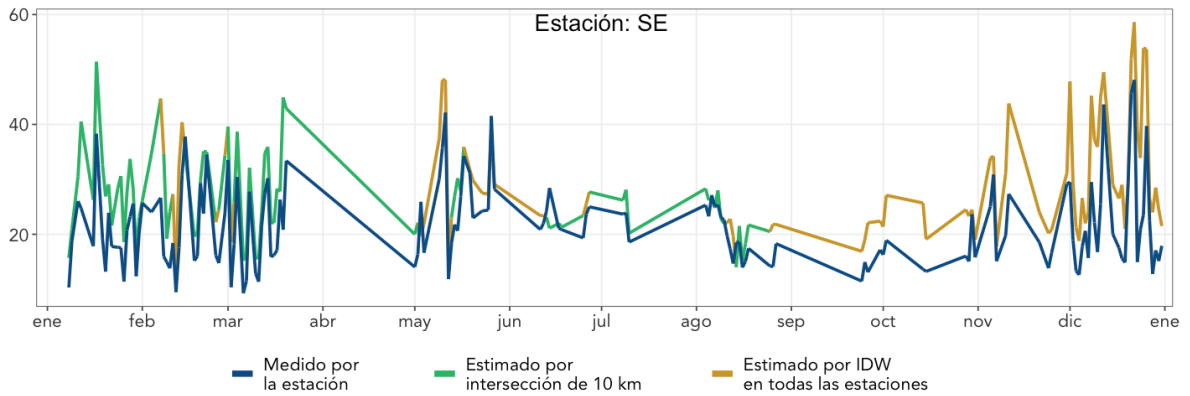
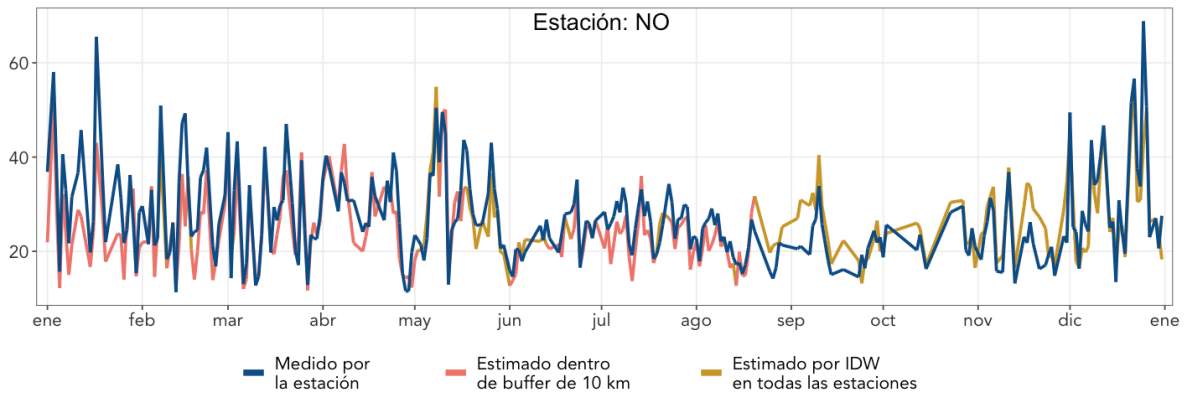
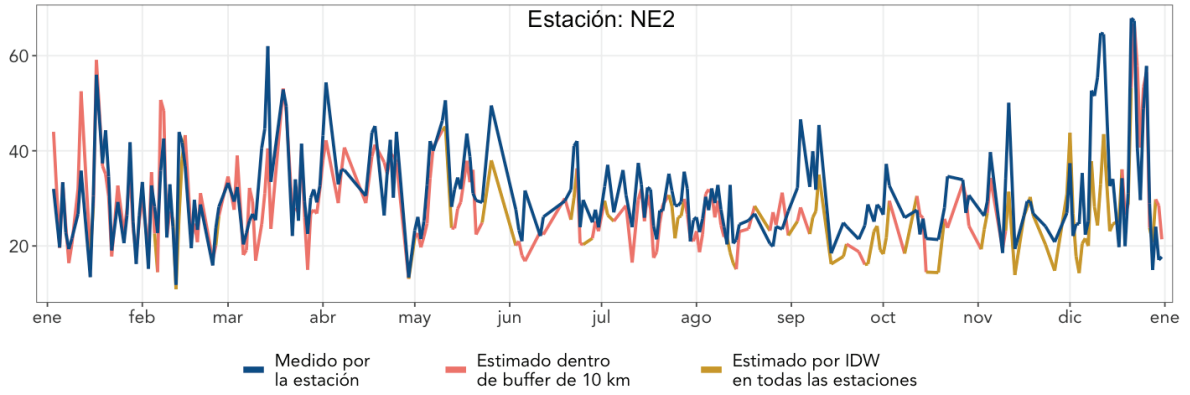


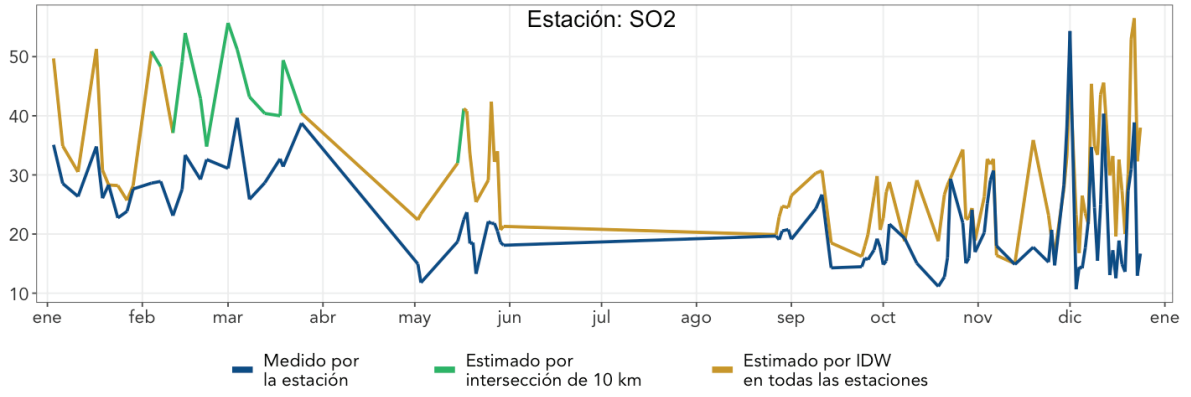
Estimación: ● IDW todas las estaciones ● Dentro de buffer de 10 km ● Intersección de 10 km

Anexo – I. Comparación de tendencias de valores medidos contra estimados.

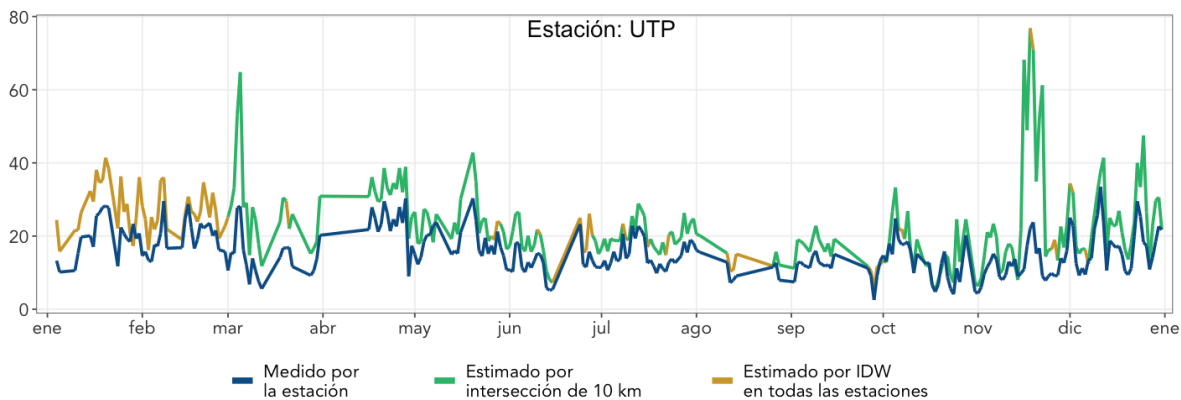
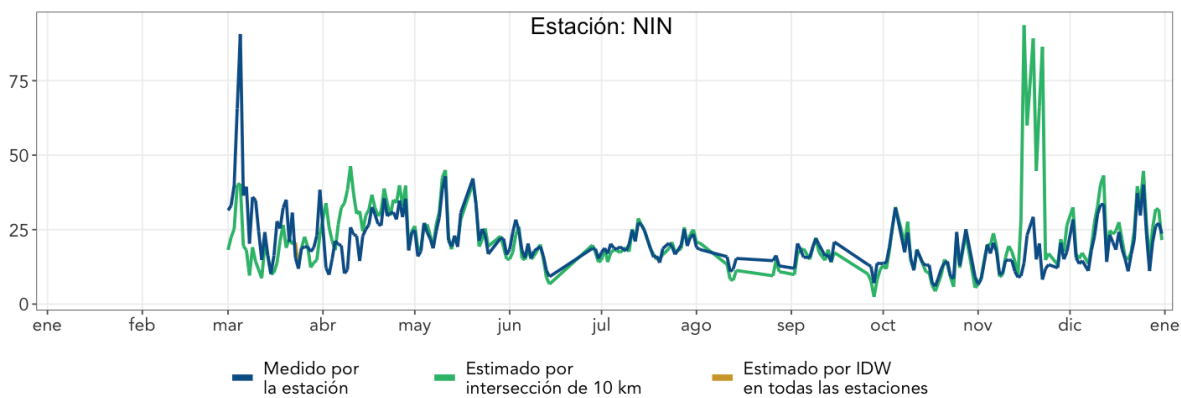
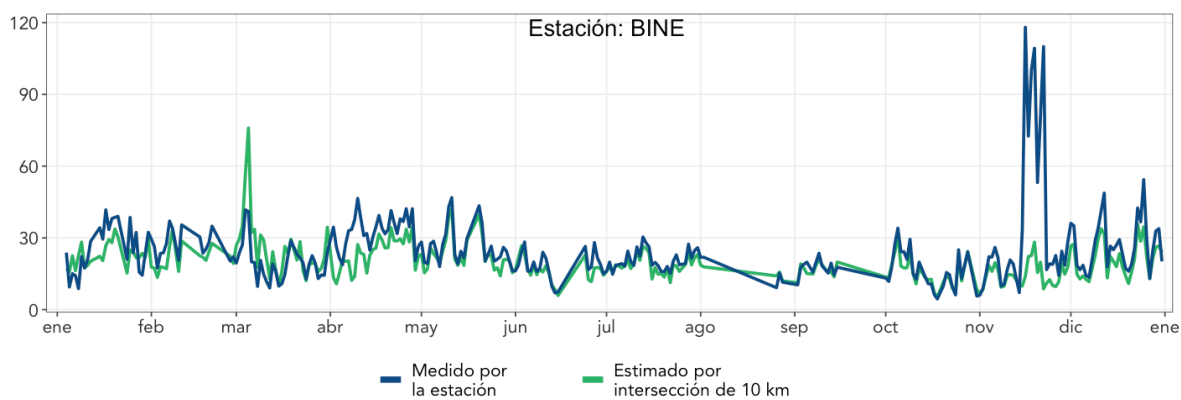
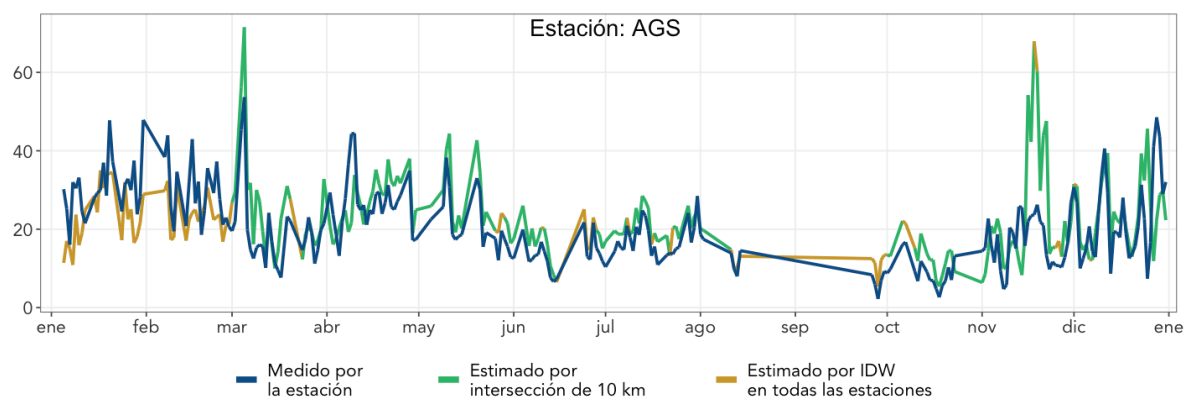
I-1. Monterrey.

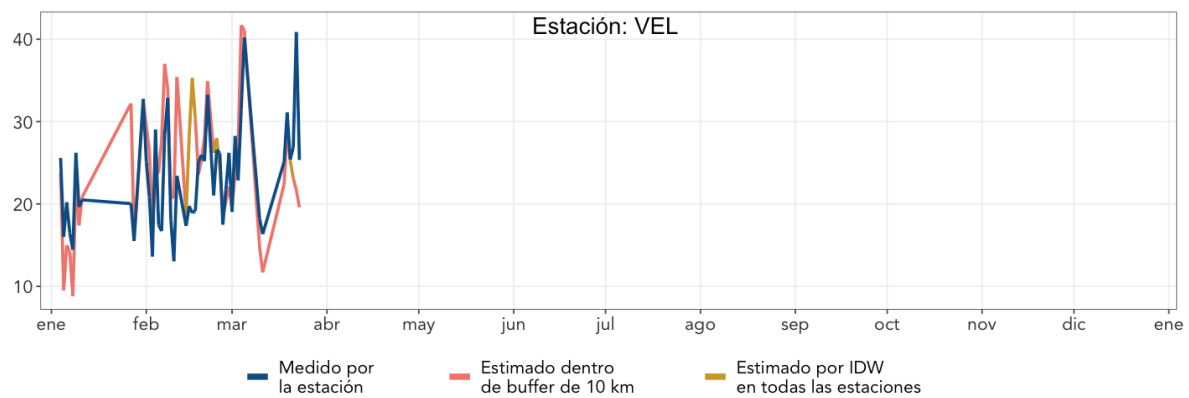




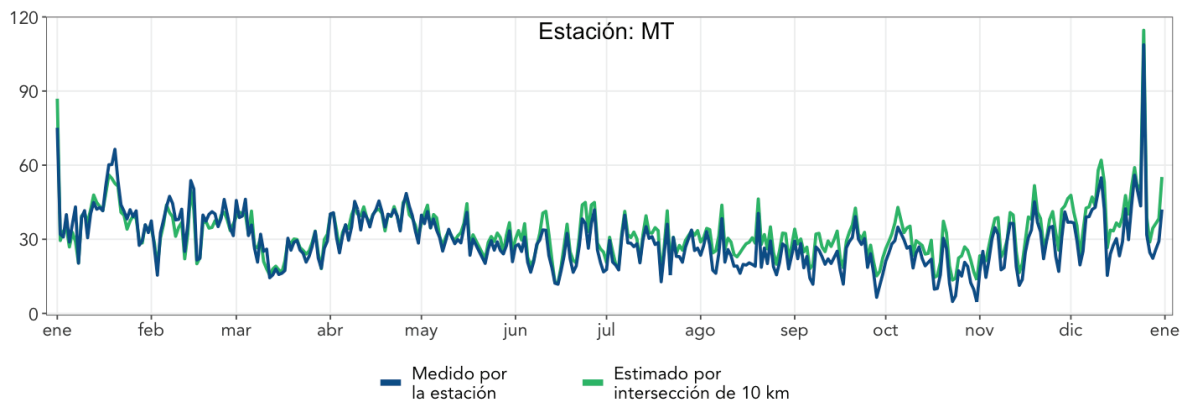
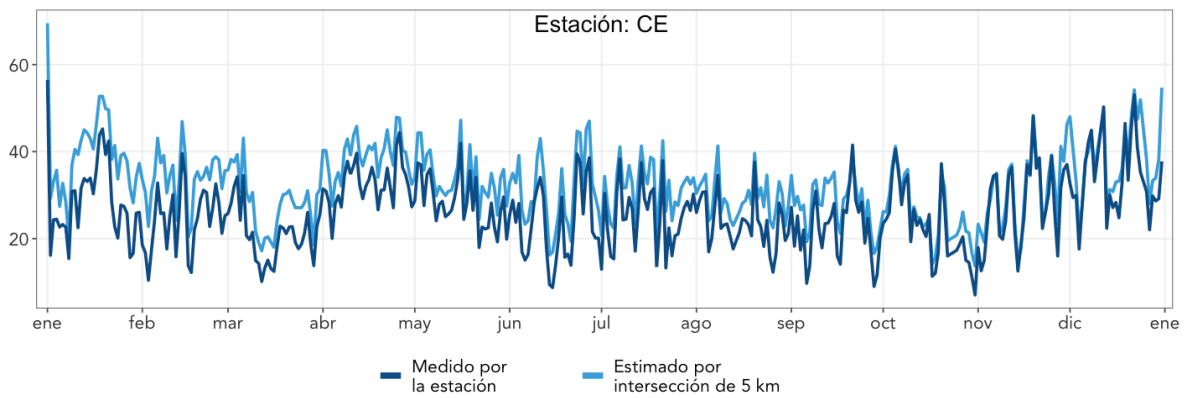
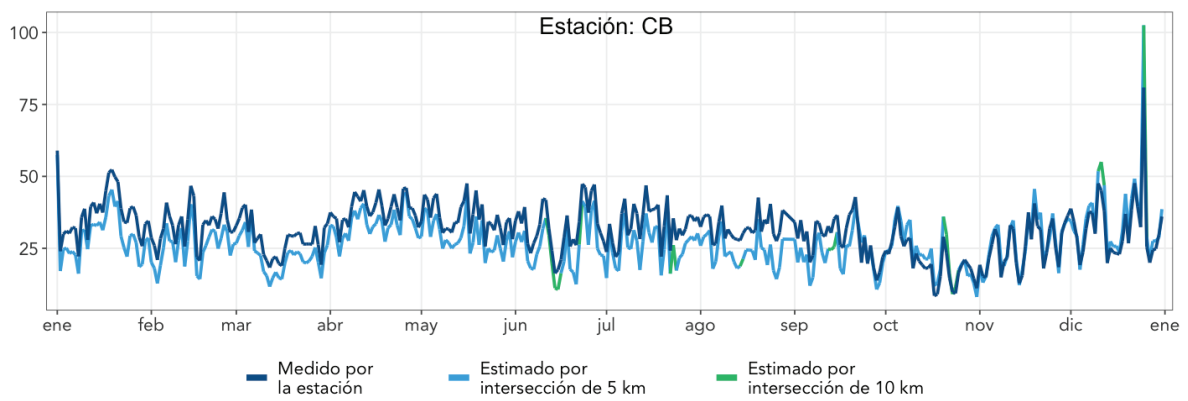
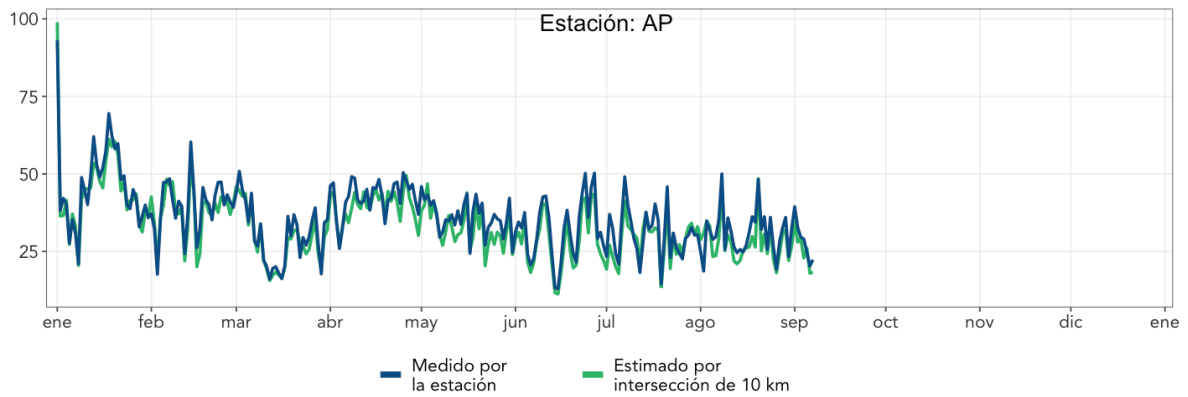


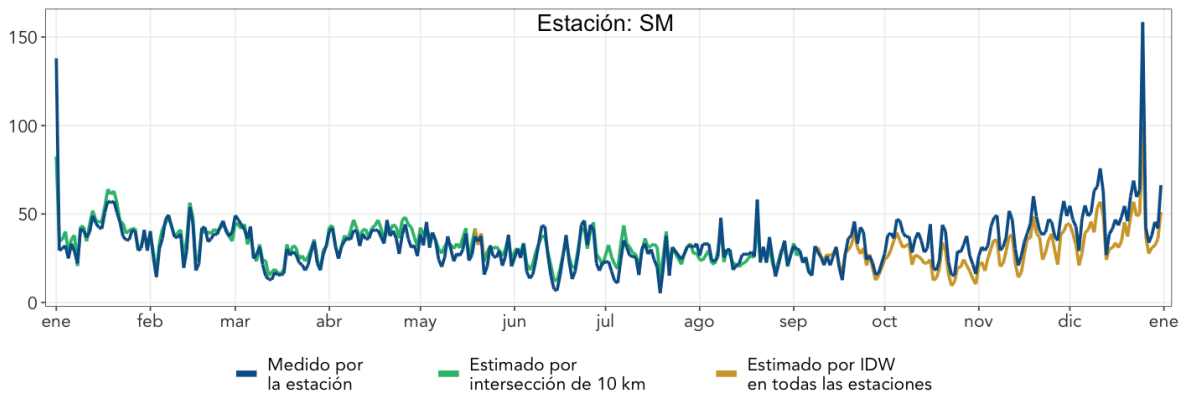
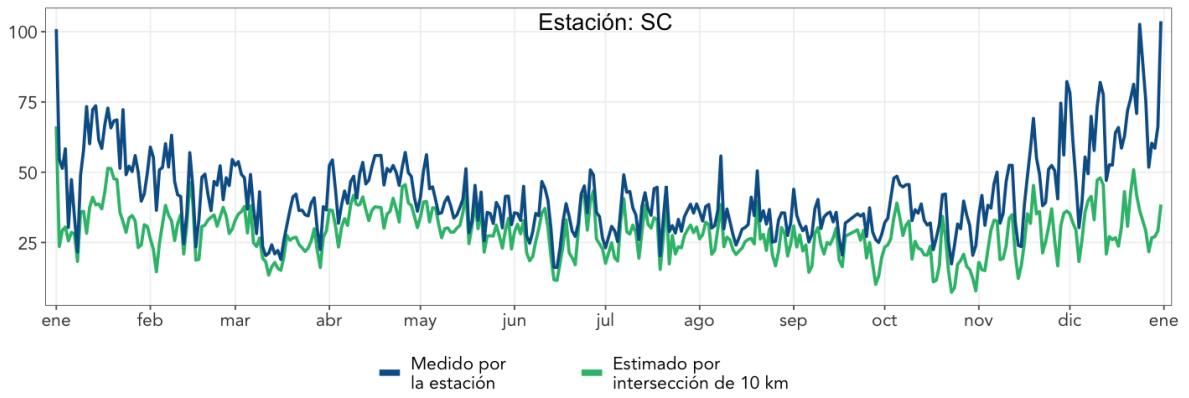
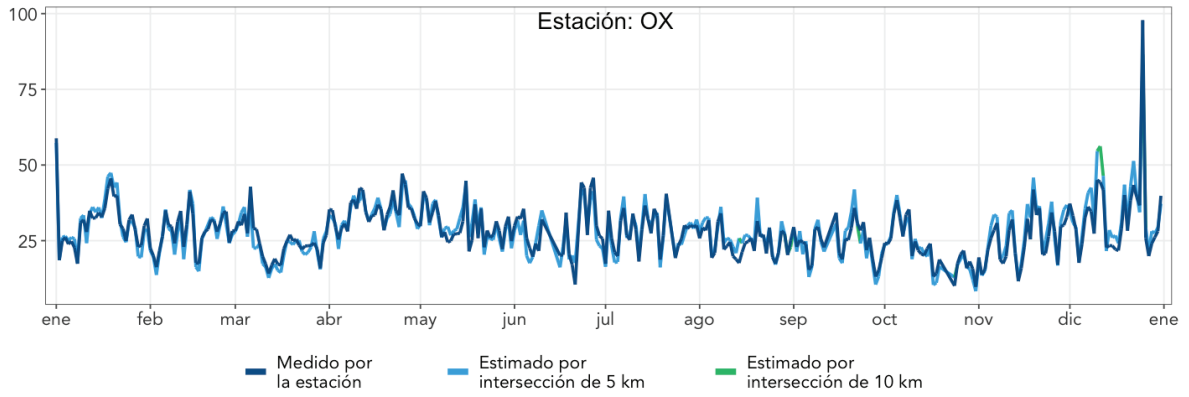
I-2. Puebla—Tlaxcala.



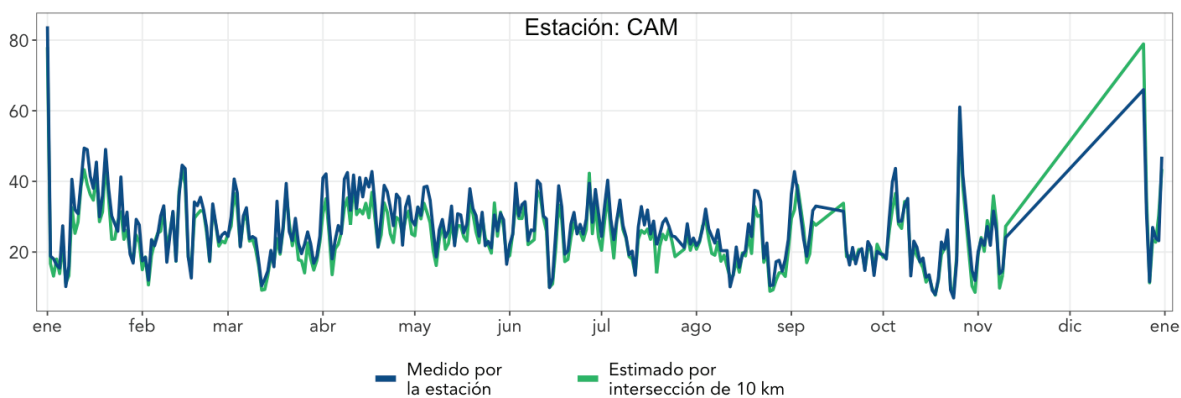
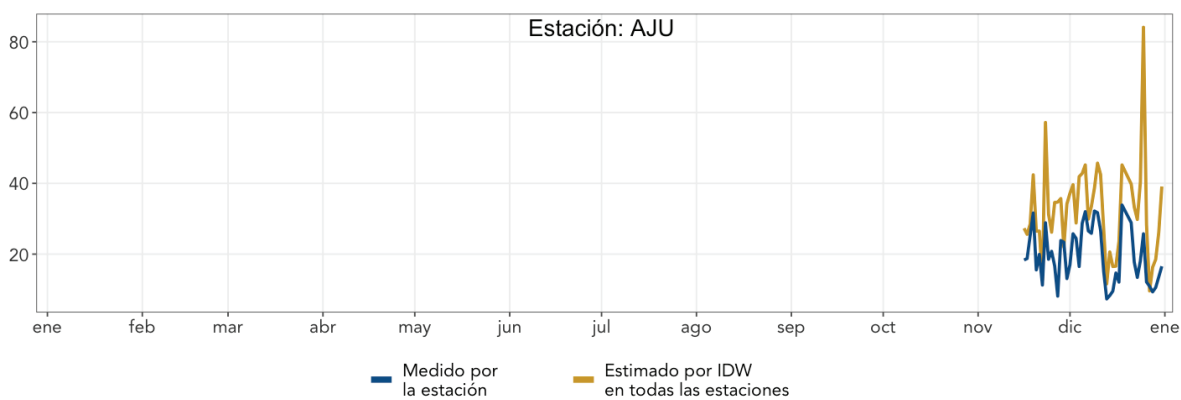
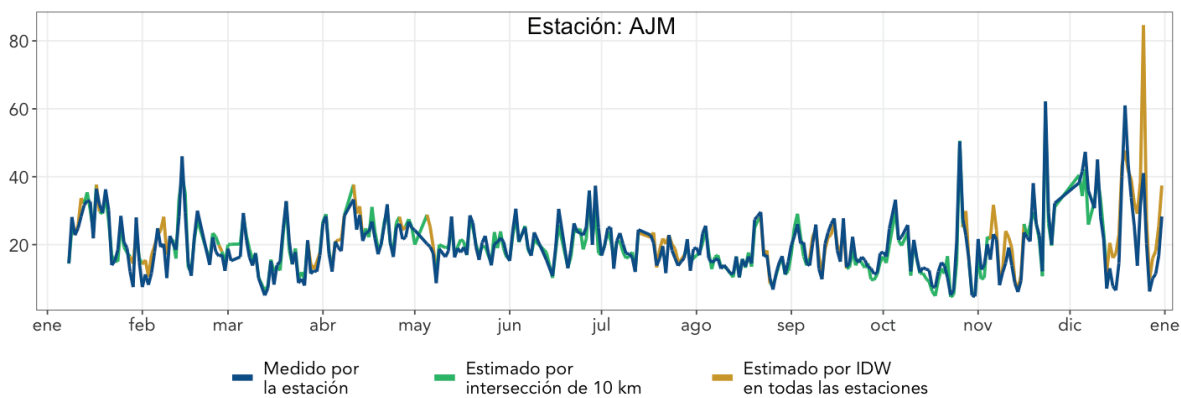


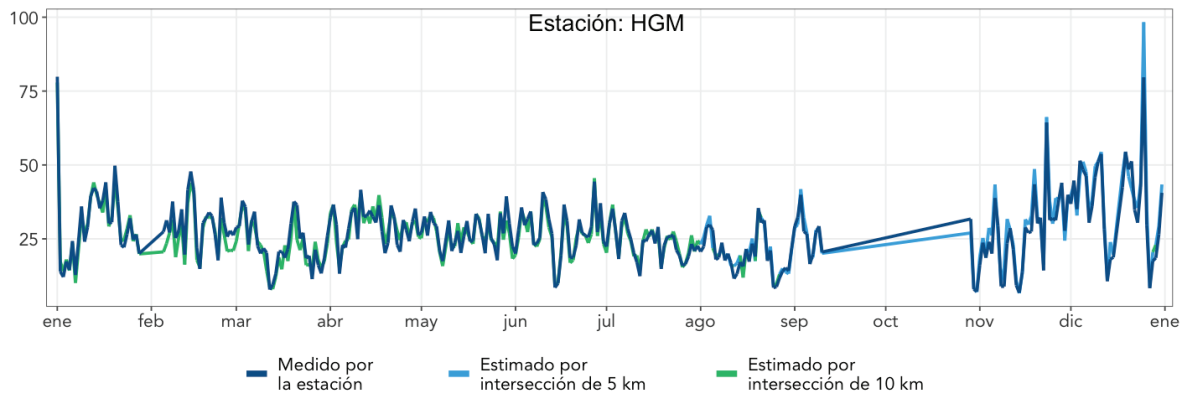
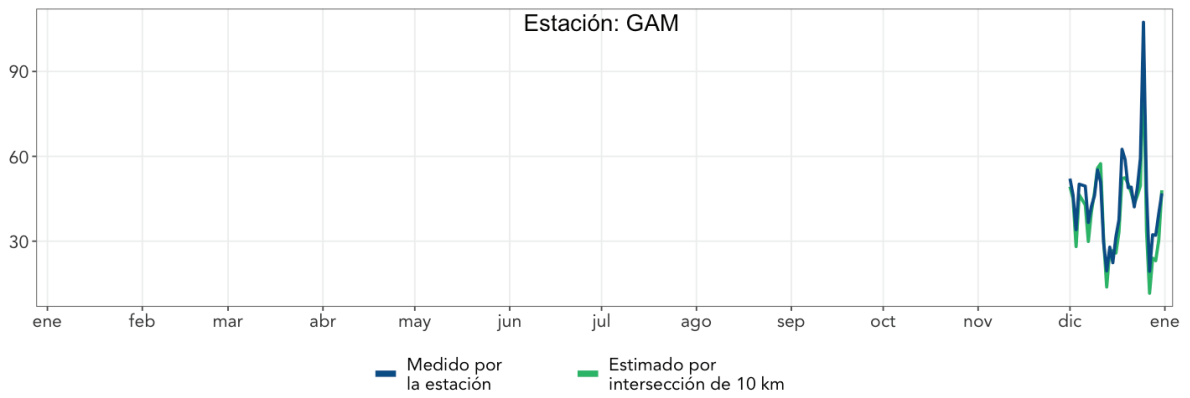
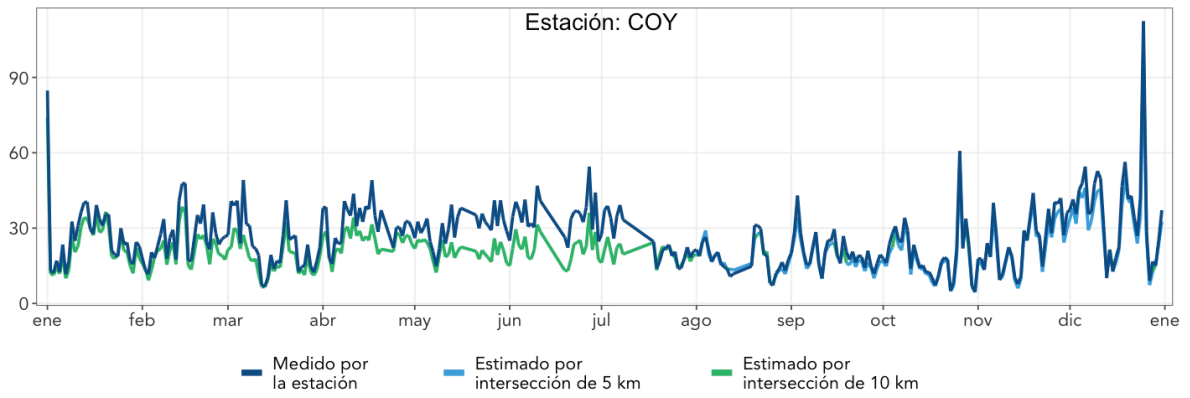
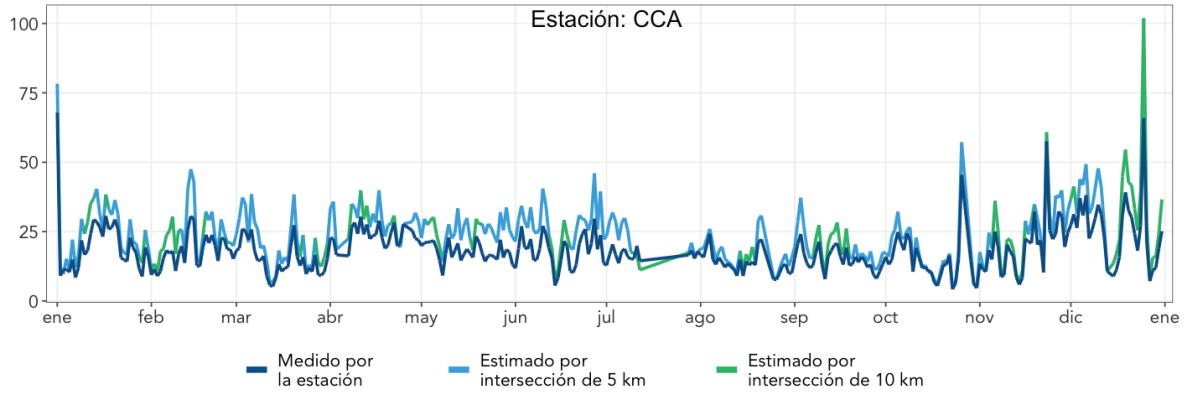
I-3. Toluca.

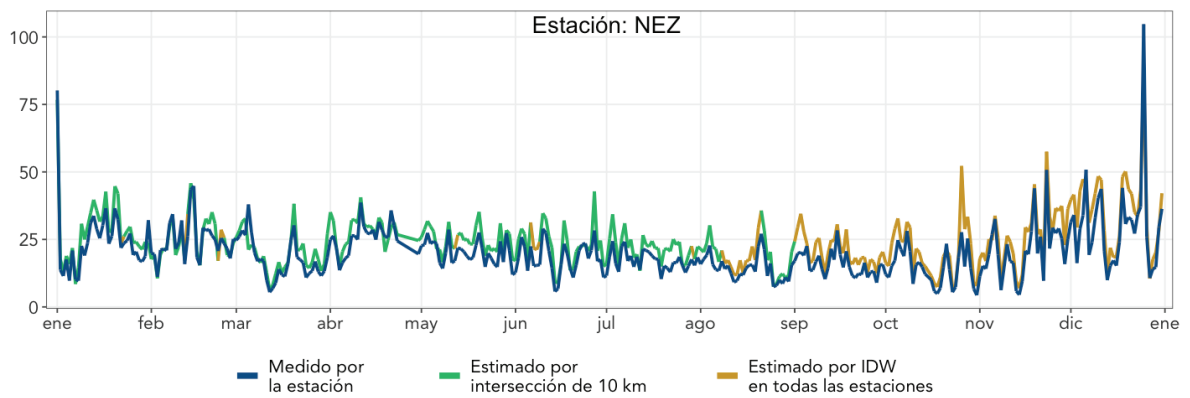
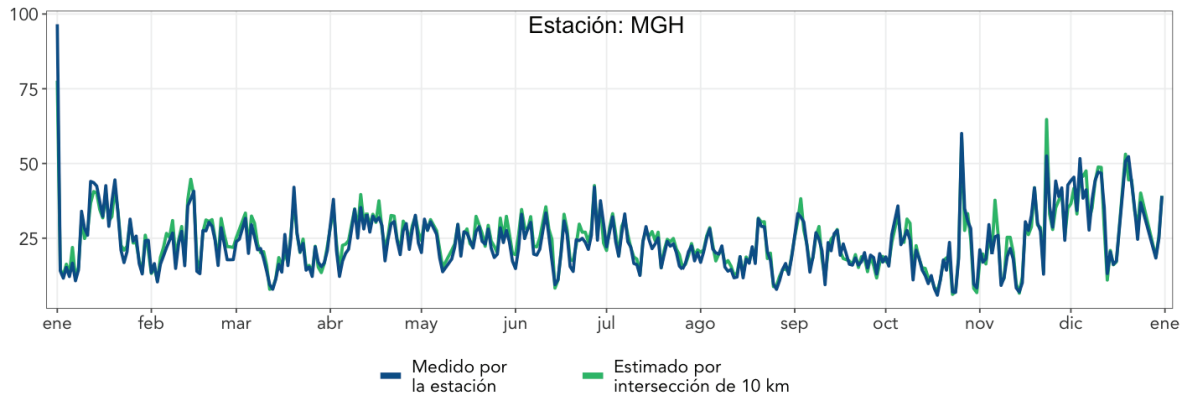
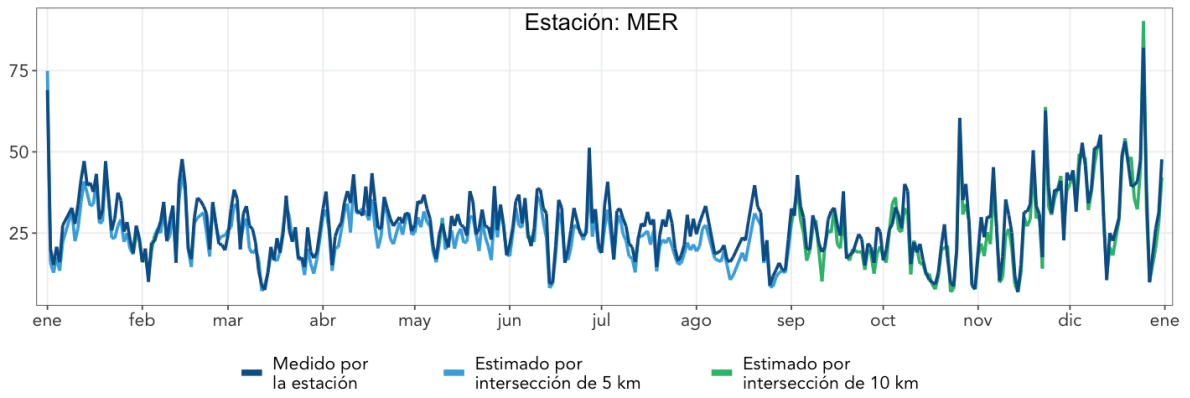


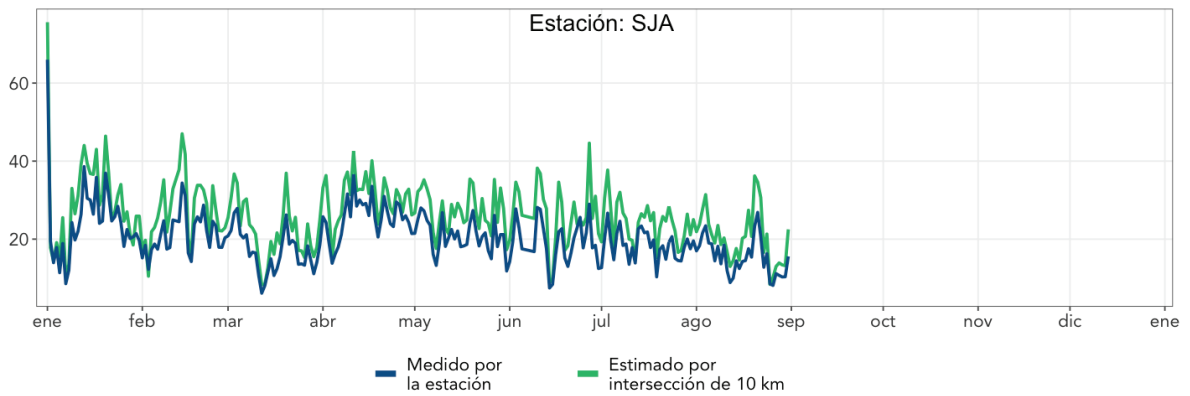
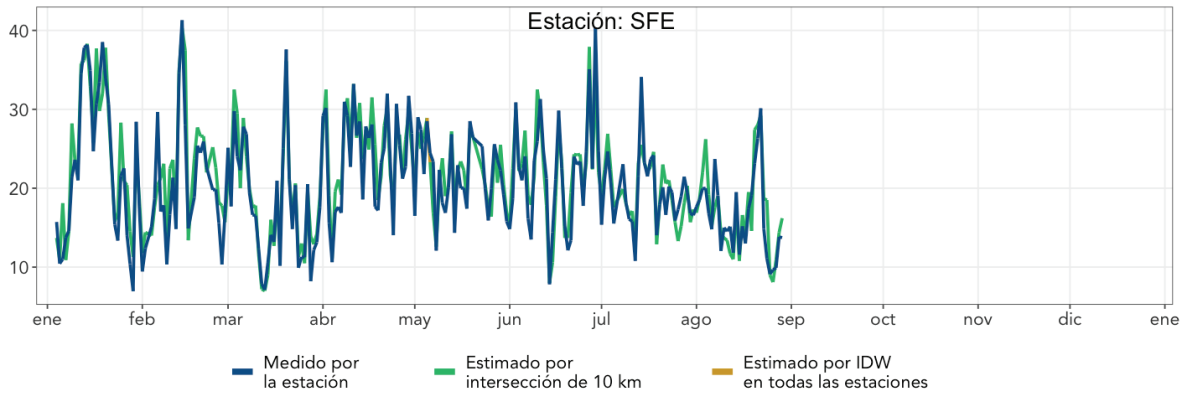
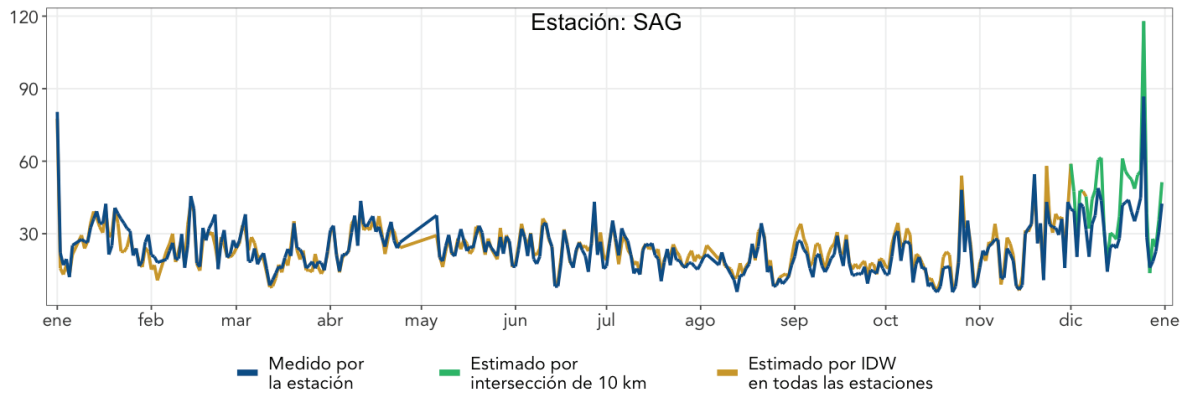
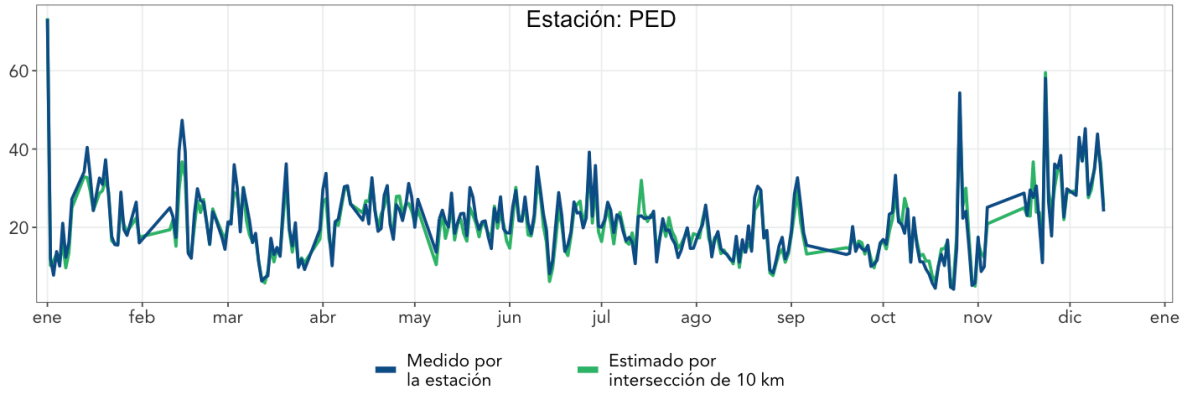


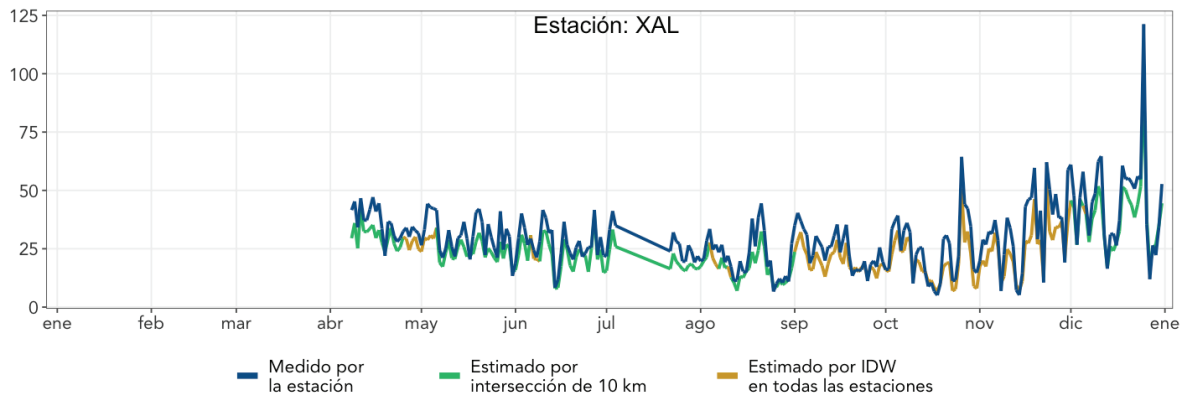
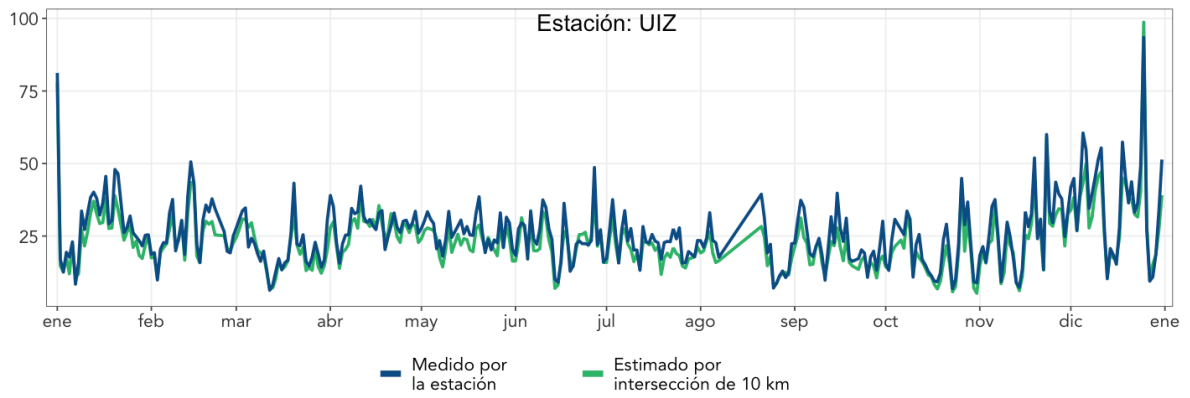
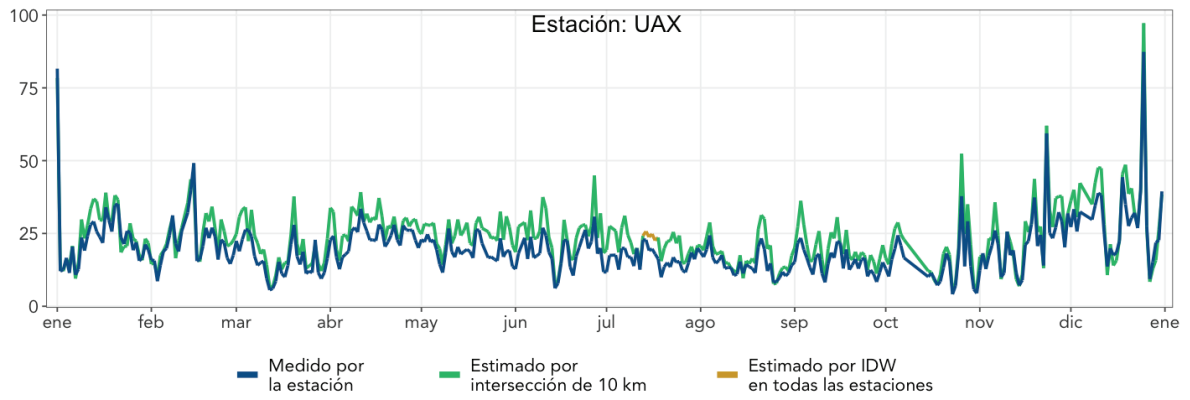
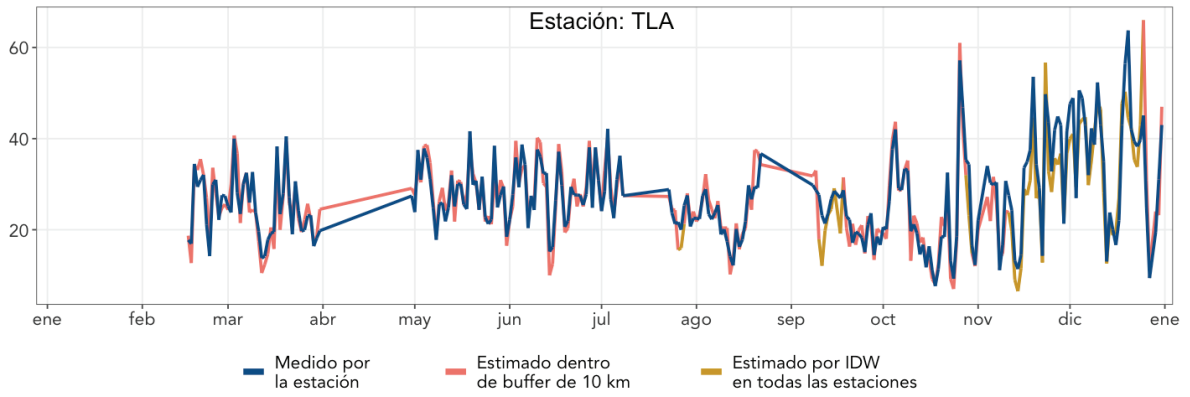
I-4. Valle de México.









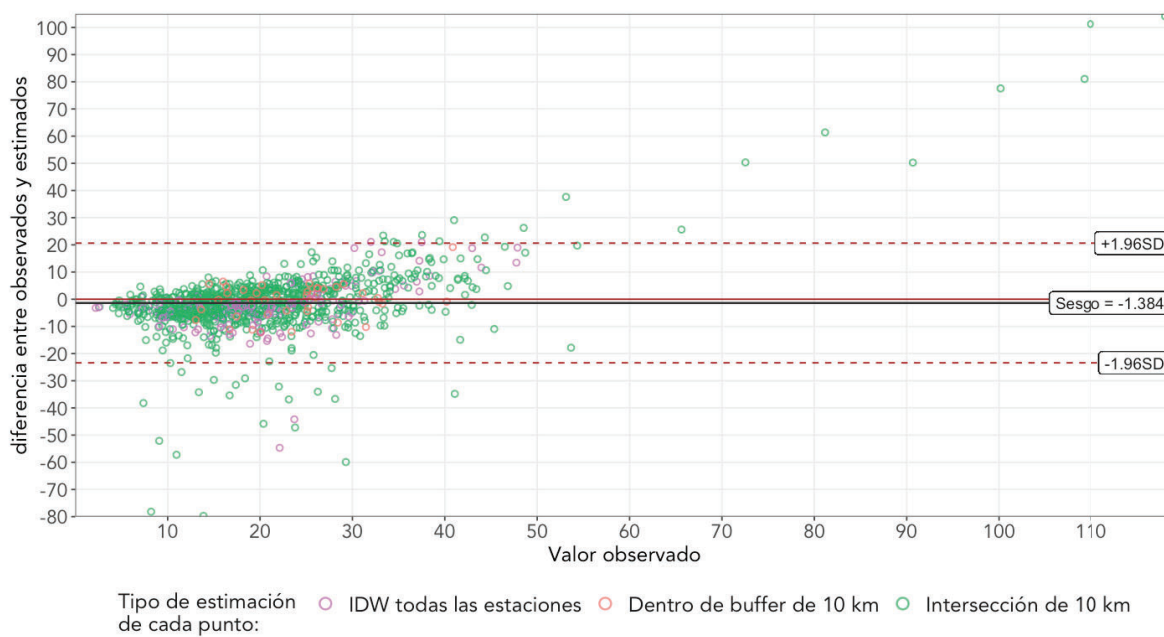


Anexo – J. Diferencias entre valores estimados y medidos (Gráficos Bland–Altman)

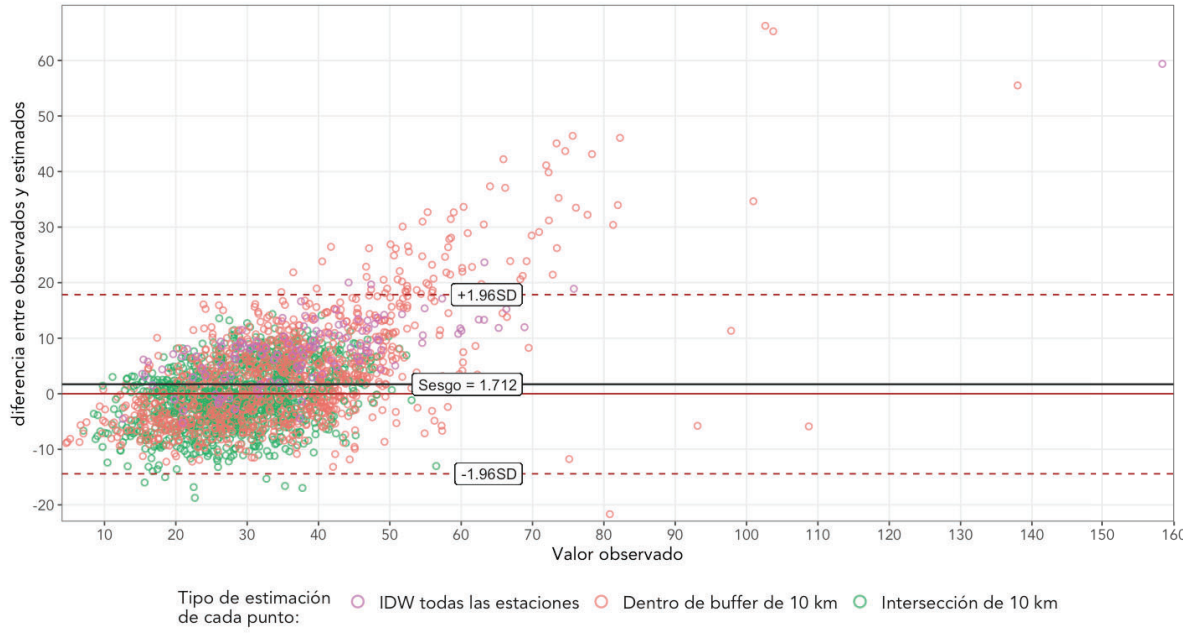
J-1. Monterrey.



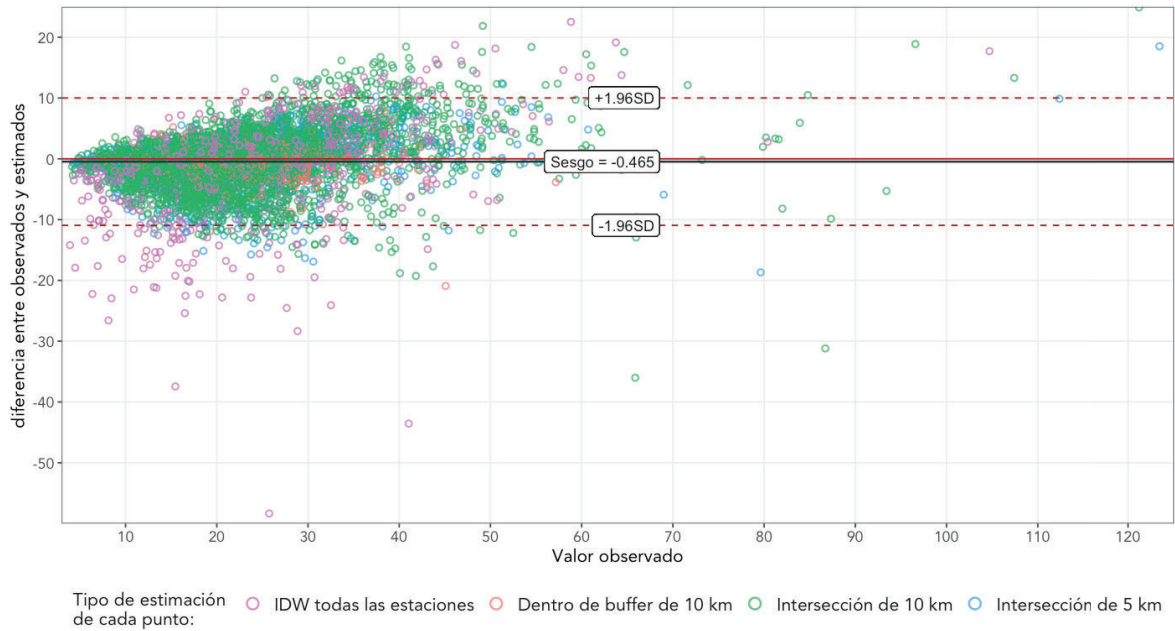
J-2. Puebla—Tlaxcala.



J-3. Toluca.

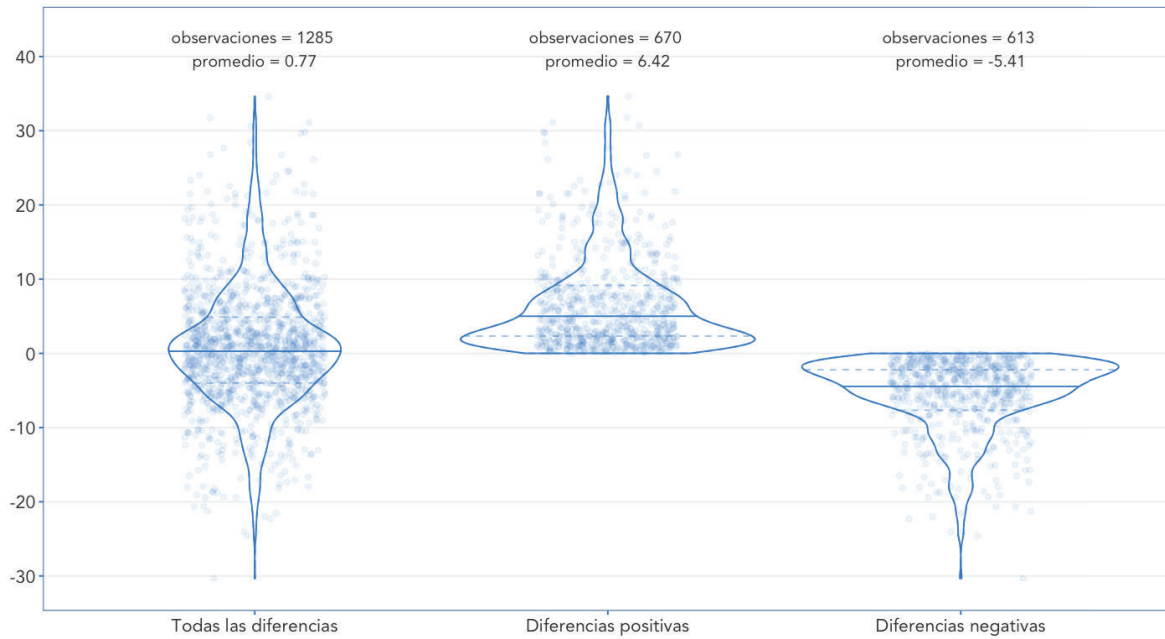


J-4. Valle de México

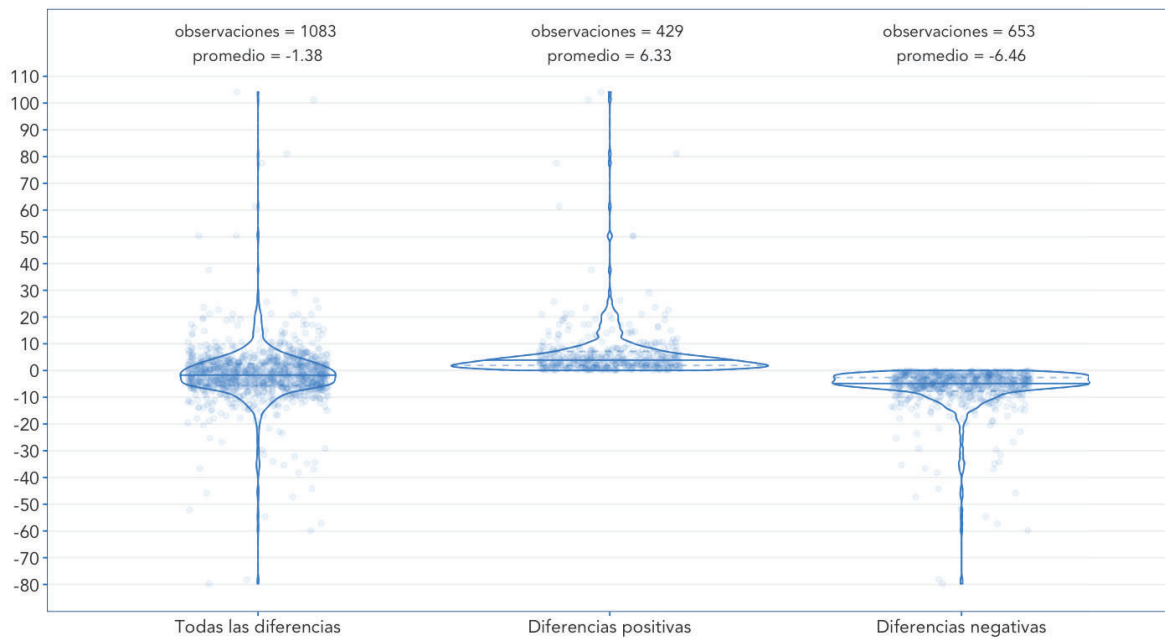


Anexo – K. Diferencias entre estimado y medido – PM_{2.5} (µg/m³)

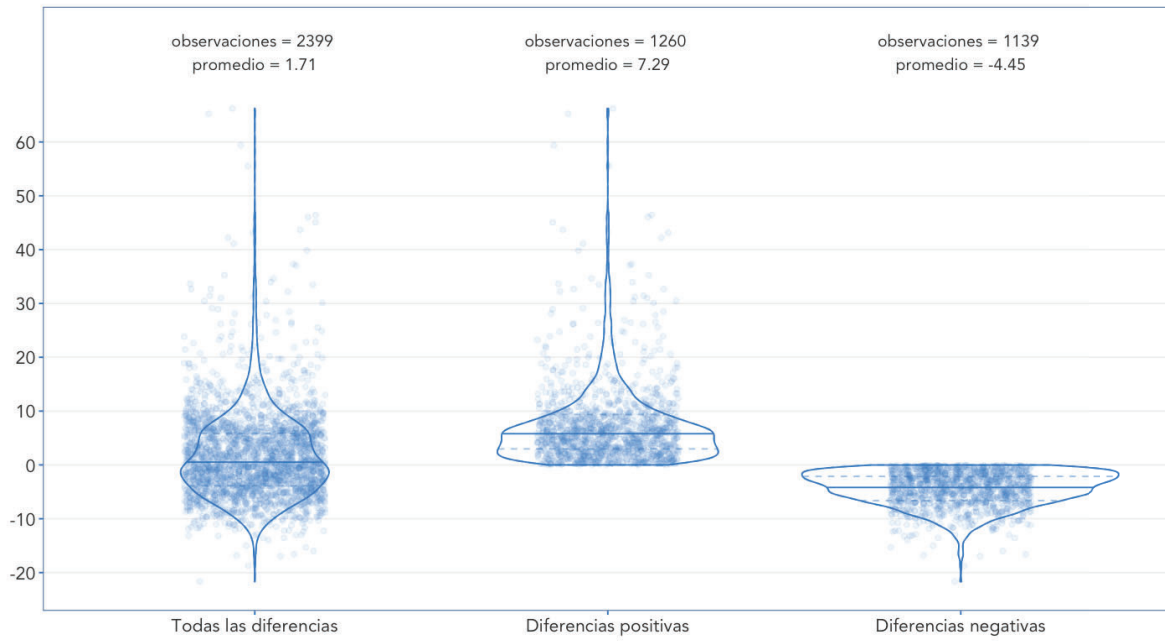
K-1. Monterrey.



K-2. Puebla—Tlaxcala.



K-3. Toluca.



K-4. Zona Metropolitana del Valle de México.

