

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA**

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS E INGENIERÍA

MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA



EVALUACIÓN DE POTENCIAL OXIDATIVO ASOCIADO A  $PM_{2.5}$  EN  
PEATONES DURANTE EL CRUCE EN LA GARITA TIJUANA-SAN YSIDRO.

**PRESENTA**

RITA MARIA ZURITA FRIAS

**DIRECTOR DE TESIS:**

DR. JAVIER EMMANUEL CASTILLO QUIÑONES

TIJUANA, B.C.

2024.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA  
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS E INGENIERÍA

Folio No.372  
Tijuana, B.C., a 22 de noviembre, 2024


M.C. Rita María Zurita Frías  
Pasante de: Doctorado en Ciencias  
Presente


El tema de trabajo y/o tesis para su examen profesional, en la  
Opción \_\_\_\_\_ TESIS \_\_\_\_\_


Es propuesto, por el C. \_\_\_\_\_ Dr. Javier Emmanuel Castillo Quiñones \_\_\_\_\_  
Quien será responsable de la calidad del trabajo que usted presente, referido al tema  
"Evaluación De Potencial Oxidativo Asociado A PM<sub>2.5</sub> En Peatones Durante El  
Cruce En La Garita Tijuana-San Ysidro".

El cual deberá usted desarrollar, de acuerdo con el siguiente orden:

- I. INTRODUCCIÓN
- II. ANTECEDENTES
- III. PARTE EXPERIMENTAL
- IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN
- V. CONCLUSIONES
- VI. LIMITACIONES Y RECOMENDACIONES
- VII. REFERENCIAS
- VIII. ANEXOS

  
M.C. Roberto Alejandro Reyes Martínez  
Director

  
Dra. Ana Alejandra Ramírez Rodríguez  
Subdirectora

  
FACULTAD DE CIENCIAS  
QUÍMICAS E INGENIERÍA  
CAMPUS TIJUANA

\_\_\_\_\_  
Dr. Javier Emmanuel Castillo Quiñones  
Director De Tesis

---

## **DEDICATORIA**

A mis padres por su amor y confianza en mí, por apoyarme en todo momento y echarme porras en los momentos difíciles.

A mi esposo por todo el apoyo durante esta etapa tan difícil, por ser mi amor, mi cómplice y todo. Por recordarme siempre luchar por mis sueños.

A Santiago por estar conmigo aprendiendo durante todo este proceso, por apapacharme, cuidarme y quererme muchísimo. ¡¡Te amo!!

Al Dr. José Guillermo Rodríguez Ventura, por enseñarme el amor por la investigación, por que aun al día de hoy puedo sentir como me visita en el laboratorio para ver cómo va todo....

---

## AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Javier Emmanuel Castillo Quiñones por apoyarme ampliamente y encaminarme, durante el desarrollo del proyecto.

A la Dra. Lupita Montoya por todo su apoyo y enseñanzas a lo largo de este proceso.

A la Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería por permitirme hacer uso de las instalaciones de mi amada facultad.

Al Fideicomiso Empresarial del Estado de Baja California por financiar parte de este proyecto, con el número de apoyo de PT-1703e-057.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo mediante la Beca 480889.

---

## RESUMEN

El Puerto de Entrada Terrestre de San Ysidro/El Chaparral (SYPOE), situado entre México y Estados Unidos (EUA), es uno de los pasos fronterizos más transitados del mundo. Las personas con actividades en el SYPOE están expuestas a contaminantes vehiculares, especialmente partículas con diámetros aerodinámicos  $< 2.5 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2.5}$ ) y carbono negro (BC), ambos asociados con efectos adversos para la salud. Este estudio presenta las primeras mediciones de concentración de  $\text{PM}_{2.5}$  y BC recolectadas en el lado mexicano del SYPOE. También se evaluó el potencial oxidativo (OP) de  $\text{PM}_{2.5}$  y la dosis de inhalación de BC para las personas en la frontera. El otoño y el invierno mostraron las mayores concentraciones de  $\text{PM}_{2.5}$  ( $28.7 \mu\text{g m}^{-3}$  y  $28.2 \mu\text{g m}^{-3}$ , respectivamente). La concentración de BC alcanzó su punto máximo en el invierno de 2017 ( $5.7 \pm 6 \mu\text{gm}^{-3}$ ), correlacionando este aumento con los períodos con bajas velocidades del viento. El potencial oxidativo medido por medio del ensayo DTT ( $\text{OP}^{\text{DTT}}$ ) más alto de  $\text{PM}_{2.5}$  se alcanzó en invierno, con un valor de  $18.5 \text{ pmol min}^{-1} \mu\text{g}^{-1}$  ( $0.6 \text{ nmol min}^{-1} \text{ m}^{-3}$ ). La dosis media diaria de inhalación más alta para los peatones que cruzan la frontera se registró en el otoño de 2018 ( $5.9 \mu\text{g}$  para un tiempo de espera de 60 minutos), mientras que, para los trabajadores ambulantes del SYPOE, fue en el invierno de 2017 ( $19 \mu\text{g}$  para un turno de 10 horas). La reducción de los tiempos de espera de los peatones y el ajuste de los horarios de trabajo de los trabajadores fronterizos en los días de alta concentración podrían disminuir su exposición e incrementar la justicia medioambiental en el SYPOE.

---

## ÍNDICE

ÍNDICE DE TABLAS .....	VI
ÍNDICE DE FIGURAS .....	VII
1.INTRODUCCIÓN.....	1
2.ANTECEDENTES .....	4
2.1. Material Particulado (PM).....	5
2.1.1. Clasificación por tamaño.....	6
2.1.2. Fuentes de emisión .....	7
2.1.3. Legislación ambiental.....	8
2.1.4. Composición .....	9
2.1.4.1. Carbono negro (BC) .....	9
2.1.4.2. Metales traza.....	11
2.1.5. Toxicidad del PM .....	12
II.1.5.1. Especies Reactivas de Oxígeno (ROS) .....	14
2.1.6. Estudios en la región Tijuana-San Diego .....	16
3.PARTE EXPERIMENTAL .....	17
3.1. Sitio de estudio .....	18
3.2. Sitio de muestreo .....	19
3.3. Metodología.....	21
3.3.1 Grupos de estudio.....	21
3.3.1.1.Encuestas.....	21
3.3.2. Campaña de muestreo.....	21
3.3.3. Material particulado fino (PM <sub>2.5</sub> ) .....	23
3.3.3.1. Control de Calidad .....	24
3.3.4. Carbono Negro (BC) .....	24
3.3.4.1. Control de Calidad .....	24
3.3.5. Potencial oxidativo (OP) .....	24
3.3.5.1. Extracción.....	25
3.3.5.2. Análisis de potencial oxidativo (Método DTT).....	25
3.3.5.3. Control de calidad.....	26
3.3.6. Relación BC/PM <sub>2.5</sub> .....	26
3.3.7. Dosis de inhalación (D) .....	26
3.4. Análisis estadístico.....	27
4.RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	28
4.1. Resultados de la encuesta.....	29
4.2. Comportamiento del Material Particulado Fino (PM <sub>2.5</sub> ).....	29
4.2.1. Efecto de las condiciones meteorológicas en las concentraciones de PM <sub>2.5</sub> .....	32
4.3. Comportamiento de Carbono Negro (BC) .....	33
4.3.1. Efecto de las condiciones meteorológicas en las concentraciones de BC .....	36
4.3.2. Comportamiento diurno .....	38
4.4. Correlación de PM <sub>2.5</sub> con BC.....	40
4.5. Comportamiento de potencial oxidativo.....	41
4.6. Dosis de inhalación de BC .....	43
5.CONCLUSIONES .....	47

---

6.LIMITACIONES Y RECOMENDACIONES .....	49
7.REFERENCIAS.....	51
ANEXOS .....	59
Anexo 1 Dictamen Comité de Ética, FCQI.....	60
Anexo 2 Encuesta aplicada a los trabajadores fronterizos .....	63
Anexo 3 Procedimiento de calibración .....	64
Anexo 4 Calibración del muestreador de alto volumen (Hi-vol) .....	65
Anexo 5. Pruebas de normalidad .....	68
A.5.1. Material particulado fino .....	68
A.5.2. Carbono negro (BC) .....	71
Anexo 6. Rosas de viento .....	77
Anexo 7. Meteorológica .....	78
Anexo 8. Recopilación datos de tiempo de espera.....	79
Anexo 9. Publicación.....	80

---

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Directrices de calidad del aire establecidas por la Organización Mundial de la Salud .....	5
Tabla 2. Principales procesos de formación de las partículas ultra finas, finas y gruesas .....	6
Tabla 3. Comparativo de Límites Máximos Permisibles establecidos por la OMS, México y Estados Unidos, con respecto a PM <sub>10</sub> , PM <sub>2.5</sub> .....	9
Tabla 4. Descripción de la Campaña de Muestreo. ....	22
Tabla 5. Estadísticos descriptivos de las concentraciones promedio 24-h de PM <sub>2.5</sub> en los sitios M1, M2 y M3 durante las diferentes temporadas.....	30
Tabla 6. Correlación de Spearman entre las concentraciones promedio 24-h de PM <sub>2.5</sub> y las condiciones meteorológicas durante el estudio.....	33
Tabla 7. Estadísticos descriptivos de las concentraciones promedio 1 h de BC durante la campaña entre semana y los fines de semana para cada estación estudiada .....	34
Tabla 8. Correlaciones de Spearman entre las concentraciones promedio 1 h de BC y las condiciones meteorológicas durante el estudio.....	36
Tabla 9. Estadísticos descriptivos de las concentraciones promedio 1 hora de BC durante vientos bajos y otras velocidades del viento en las diferentes estaciones estudiadas .....	36
Tabla 10. Estadísticos descriptivos de las concentraciones promedio 1 hora de BC entre semana y el fin de semana en las diferentes estaciones del año en los sitio de muestreo.....	39
Tabla 11. Proporciones de BC/PM <sub>2.5</sub> .....	41
Tabla 12. Estadísticos descriptivos de las concentraciones de BC promedio 24 h durante las diferentes estaciones estudiadas.....	43
Tabla 13. Dosis inhalatoria (µg) en función del tiempo de espera del peatón, por temporada.....	44
Tabla 14. Datos de calibración del día 28 de junio de 2018; diferencia de pulgadas de agua, flujo tiempo real, temperatura 294°K, presión barométrica 761.31 mmHg.....	65
Tabla 15. Datos de calibración del día 19 de noviembre de 2018; diferencia de pulgadas de agua, flujo tiempo real, temperatura 294°K, presión barométrica 761.31 mmHg. ....	66
Tabla 16. Datos de calibración del día 22 de diciembre de 2018; diferencia de pulgadas de agua, flujo tiempo real, temperatura 294°K, presión barométrica 761.31 mmHg. ....	67
Tabla 17. Prueba de normalidad para la concentración promedio 24-h de PM <sub>2.5</sub> en verano de 2018. ....	68
Tabla 18. Prueba de normalidad para la concentración promedio 24-h de PM <sub>2.5</sub> en otoño de 2018. ....	69
Tabla 19. Prueba de normalidad para la concentración promedio 24-h de PM <sub>2.5</sub> en otoño de 2018. ....	70
Tabla 20. Prueba de normalidad para la concentración promedio 1-h de BC en otoño de 2017.....	71
Tabla 21. Prueba de normalidad para la concentración promedio 1-h de BC en invierno de 2017.72	
Tabla 22. Prueba de normalidad para la concentración promedio 1-h de BC en primavera de 2018. ....	73
Tabla 23. Prueba de normalidad para la concentración promedio 1-h de BC en verano de 2018. ..	74
Tabla 24. Prueba de normalidad para la concentración promedio 1-h de BC en otoño de 2018.....	75
Tabla 25. Prueba de normalidad para la concentración promedio 1-h de BC en invierno de 2018.76	
Tabla 26. Condiciones meteorológicas durante el estudio.....	78
Tabla 27. Estadísticas descriptivas del tiempo de espera de peatones y vehículos durante el cruce en el SYPOE.....	79

---

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquemática idealizada de la distribución del diámetro de las partículas, tipos, fuentes y mecanismos de formación-eliminación de un aerosol atmosférico. ....	7
Figura 2. Sitio de bioacumulación de PM según su diámetro aerodinámico .....	13
Figura 3. Mecanismo de respuesta del organismo en presencia de ROS.....	14
Figura 4. Mecanismo de formación de ROS en presencia de PM. ....	15
Figura 5. Puerto de Entrada de San Ysidro (SYPOE), lado izquierdo espera para vehículos personales, derecha espera peatones.....	19
Figura 6. Ubicación del área de estudio (Inserto: ubicación de Tijuana en el mapa de México): a) nivel regional incluyendo los tres sitios de muestreo M1, M2, M3 y la Estación Meteorológica Estuario y b) nivel local incluyendo SYPOE y M3. Los rectángulos verdes delimitan los límites de los Puertos de Entrada El Chaparral (grande, izquierda) y San Ysidro (pequeño, derecha). La línea amarilla discontinua representa la frontera internacional. El círculo morado representa el cruce peatonal y el rectángulo rosa representa el cruce de vehículos. ....	20
Figura 7. Mecanismo de reacción para la cuantificación del remanente de DTT.....	25
Figura 8. Serie de tiempo promedio 24-h de PM <sub>2.5</sub> en M3 durante verano, otoño e invierno 2018 comparado con los límites máximos de exposición: línea negra (OMS, 15 µg m <sup>-3</sup> ), línea punteada (NAAQS, 35 µg m <sup>-3</sup> ); línea gris (NOM-025-SSA1-2014, 45 µg m <sup>-3</sup> ) .....	31
Figura 9. Gráfico de caja y bigotes de la variación estacional de PM <sub>2.5</sub> (µg m <sup>-3</sup> ) entre semana y fin de semana en el SYPOE. ....	32
Figura 10. Serie de tiempo de la concentración promedio por hora de BC en el SYPOE durante: a) otoño de 2017, b) invierno de 2017, c) primavera de 2018, d) verano de 2018, e) otoño de 2018 e f) invierno de 2018.....	35
Figura 11. Rosas de contaminación de BC durante: a) otoño de 2017, b) invierno de 2017, c) primavera de 2018, d) verano de 2018, e) otoño de 2018 y f) invierno de 2018.....	38
Figura 12. Gráfico de caja y bigotes de la variación de BC a lo largo del transcurso del día en el SYPOE durante: a) Otoño, b) invierno, c) primavera, d) verano, e) Otoño 2018, f) invierno 2018-2019. ....	40
Figura 13. Potencial oxidativo (OP <sup>DTT</sup> ) asociado a PM <sub>2.5</sub> durante las diferentes estaciones del año en el sitio de muestreo .....	42

---

Figura 14. Correlación entre el flujo obtenido y el flujo corregido para el día 28 de junio de 2018 .....	65
Figura 15. Correlación entre el flujo obtenido y el flujo corregido para el día 19 de noviembre de 2018 .....	66
Figura 16. Correlación entre el flujo obtenido y el flujo corregido para el día 22 de diciembre de 2018. ....	67
Figura 17. Gráfica de normalidad para la concentración promedio 24-h de PM <sub>2.5</sub> en verano de 2018. ....	68
Figura 18. Gráfica de normalidad para la concentración promedio 24-h de PM <sub>2.5</sub> en otoño de 2018. ....	69
Figura 19. Gráfica de normalidad para la concentración promedio 24-h de PM <sub>2.5</sub> en otoño de 2018. ....	70
Figura 20. Gráfica de normalidad para la concentración promedio 1-h de BC en otoño de 2017...71	
Figura 21. Gráfica de normalidad para la concentración promedio 1-h de BC en invierno de 2017. ....	72
Figura 22. Gráfica de normalidad para la concentración promedio 1-h de BC en primavera 2018.73	
Figura 23. Gráfica de normalidad para la concentración promedio 1-h de BC en verano 2018. ....74	
Figura 24. Gráfica de normalidad para la concentración promedio 1-h de BC en otoño 2018. ....75	
Figura 25. Gráfica de normalidad para la concentración promedio 1-h de BC en invierno 2018. ..76	
Figura 26. Rosas de los vientos durante: a) otoño 2017, b) invierno 2017, c) primavera 2018, d) verano 2018, e) otoño 2018, y f) invierno 2018 .....	77

---

# **CAPÍTULO 1**

## **INTRODUCCIÓN**

---

La frontera entre Estados Unidos (EUA) y México es una región única, con recursos hídricos y límites ambientales compartidos, como lo son las cuencas atmosféricas. Esta zona fronteriza compartida tiene una relación compleja que incluye vínculos sociales, culturales y económicos. La población urbana en esta zona ha venido creciendo en las últimas décadas, con tasas de crecimiento superiores a las nacionales. De 1969 a 2010, la tasa de crecimiento superó el 60 % en ambos lados de la frontera (INEGI, 2020; U.S. Census, 2021); sin embargo, este crecimiento no ha incluido infraestructura, generando impactos ambientales y de salud pública binacionales (SEMARNAT y EPA, 2012). Como tal, la comunidad de San Ysidro, CA ha sido clasificada recientemente como un área prioritaria en términos de justicia ambiental (CARB, 2022).

El Puerto de Entrada San Ysidro/El Chaparral (SYPOE, por sus siglas en inglés) es el puerto de entrada más activo a nivel mundial. Aproximadamente 70 000 vehículos de pasajeros y 20 000 peatones cruzan la frontera hacia San Diego por día (SANDAG, 2017), lo que produce tiempos de espera de hasta 3 horas (CBP, 2019). El Puerto de Entrada El Chaparral se encuentra oficialmente vigilado por la Autoridad Aduanera Mexicana para vehículos y peatones provenientes de los EUA a México. La vigilancia en el área de San Ysidro le corresponde a la Autoridad de Aduanas de EUA (CBP, 2019).

Los camiones a diésel de vehículos pesado y los vehículos a gasolina de pasajeros en los puertos de entrada de EUA y México generan emisiones de contaminantes que exponen a los trabajadores ubicados a corta distancias, las personas cruzando la frontera y las comunidades aledañas. Estudios previos han asociado altas concentraciones de partículas ultrafinas (UFP, por sus siglas en inglés), monóxido de carbono (CO) y carbono negro (BC, por sus siglas en inglés) con los tiempos de espera durante el cruce fronterizo (Quintana et al., 2014; Mota-Raigoza, 2012). Por lo tanto, las personas que se encuentran cerca del cruce fronterizo pueden estar expuestas a los contaminantes de los vehículos que esperan para cruzar (Quintana et al., 2014).

Estudios epidemiológicos han reportado efectos adversos de los contaminantes del aire relacionados con el tráfico, incluyendo daños en el ADN celular (Sorensen et al., 2005), enfermedades respiratorias (Nachman y Parker, 2012), cardiovasculares y diabetes tipo 2 (Tan et al., 2018), aterosclerosis (Araujo y Nel, 2009), entre otras. El Material Particulado (PM, por sus siglas en inglés) puede contener BC, que es un indicador de la combustión del diésel, así como trazas de metales, quinonas y otros compuestos (Sorensen et al., 2005; Vega et al., 2011). El PM generado

---

por el tráfico vehicular de las carreteras puede generar especies reactivas de oxígeno (ROS, por sus siglas en inglés), lo que provoca estrés oxidativo (Daher et al., 2014). El potencial oxidativo (OP por sus siglas en inglés) del PM es afectado por factores múltiples, como su tamaño y composición química (Cho et al., 2005). Existen varios métodos acelulares para la determinación de OP en PM. Uno de los métodos más utilizados es el ensayo de Ditiotreitrol (DTT), que se ha utilizado para mostrar asociaciones con asma (Bates et al., 2015; Fang et al., 2016; Zhang et al., 2016), disminución de la función microvascular (Zhang et al., 2016), insuficiencia cardíaca congestiva (Bates et al., 2015; Fang et al., 2016) y cardiopatía isquémica (Abrams et al., 2017). Por lo tanto, el potencial oxidativo medido a través del DTT (OP<sup>DTT</sup>, por sus siglas en inglés) se ha utilizado para indicar las posibles consecuencias para la salud derivadas del PM (Bates et al., 2019).

Por lo planteado anteriormente, este estudio establece como hipótesis que el potencial oxidativo asociado a PM<sub>2.5</sub> en la Garita de San Ysidro representa un riesgo para la salud de los peatones y vendedores ambulantes. Como objetivo general se busca evaluar el potencial oxidativo asociado a PM<sub>2.5</sub>, además de los niveles de BC desde noviembre de 2017 hasta enero de 2019 y la dosis de inhalación de BC, a la que se encuentran expuestos los peatones durante el cruce en la garita de San Ysidro. De igual manera se planteó los siguientes objetivos específicos:

- Evaluar los niveles de PM<sub>2.5</sub>.
- Evaluar los niveles de BC de manera simultánea a PM<sub>2.5</sub> durante los periodos de muestreo.
- Determinar el potencial oxidativo de PM<sub>2.5</sub> mediante el ensayo de Ditiotreitrol (DTT).
- Estimar la dosis de inhalación para BC durante los periodos de muestreo.

Los resultados obtenidos proporcionarán información a los tomadores de decisiones sobre el efecto negativo de los tiempos de espera prolongados durante el cruce fronterizo en la región Tijuana-San Ysidro. Este estudio ha generado nuevo conocimiento científico en materia de calidad de aire en la zona, el cual recalca la necesidad de implementar estrategias como: disminuir el tiempo de espera y alternativas de movilidad en el cruce fronterizo Tijuana-San Ysidro. Además,

---

# **CAPÍTULO 2**

## **ANTECEDENTES**

La contaminación del aire representa un problema medio ambiental y de salud pública. La Organización Mundial de la Salud (OMS) estima que alrededor el 4.2 millones de defunciones prematuras se encuentran relacionadas con la contaminación del aire exterior (OMS, 2021). Se han identificado una serie de contaminantes que en ciertas concentraciones pueden ser dañinos para la salud, entre ellos destacan: ozono (O<sub>3</sub>), monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>), dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) y material particulado (PM) (SEMARNAT, 2010).

Sin embargo, las fuentes de contaminación de aire exterior se encuentran fuera del control de las personas afectadas, por lo cual es importante que instancias tanto nacionales como internacionales establezcan políticas preventivas de emisiones en relación al transporte, planificación urbana, generación de energía e industria, que permitan reducir los contaminantes que son emitidos.

En el 2005, la OMS publicó una actualización de las Directrices sobre la Calidad de Aire ofreciendo orientación sobre los límites para los contaminantes que entrañan riesgos sanitarios. Estas directrices se aplican en todo el mundo y se basan en la evaluación realizada por estudios científicos. En la Tabla 1 se presentan los valores establecidos por la OMS (OMS, 2021).

**Tabla 1.** Directrices de calidad del aire establecidas por la OMS (OMS, 2021).

CONTAMINANTE	LÍMITE
Material particulado grueso (PM <sub>10</sub> )	15 µg m <sup>-3</sup> promedio anual
	45 µg m <sup>-3</sup> promedio 24 horas
Material particulado fino (PM <sub>2.5</sub> )	5 µg m <sup>-3</sup> promedio anual
	15 µg m <sup>-3</sup> promedio 24 horas
Ozono (O <sub>3</sub> )	100 µg m <sup>-3</sup> promedio en 8 horas
Dióxido de nitrógeno (NO <sub>2</sub> )	10 µg m <sup>-3</sup> promedio anual
	25 µg m <sup>-3</sup> promedio 24 horas
Dióxido de azufre (SO <sub>2</sub> )	40 µg m <sup>-3</sup> promedio 24 horas

A continuación, se hace una reseña de PM, así como los contaminantes que pueden encontrarse en PM .

## 2.1. Material Particulado (PM)

El PM puede consistir en una asociación de diversas moléculas gaseosas, sólidas o líquidas, de tal manera que se comportan como una única suspensión las cuales se generan por procesos naturales y antropogénicos. Existen diferentes procesos de formación de PM. En general, partículas pueden dividirse en: a) primarias, como aquellas emitidas directamente por la fuente y b) secundarias, formadas en la atmósfera por las reacciones de gases.

### 2.1.1. Clasificación por tamaño

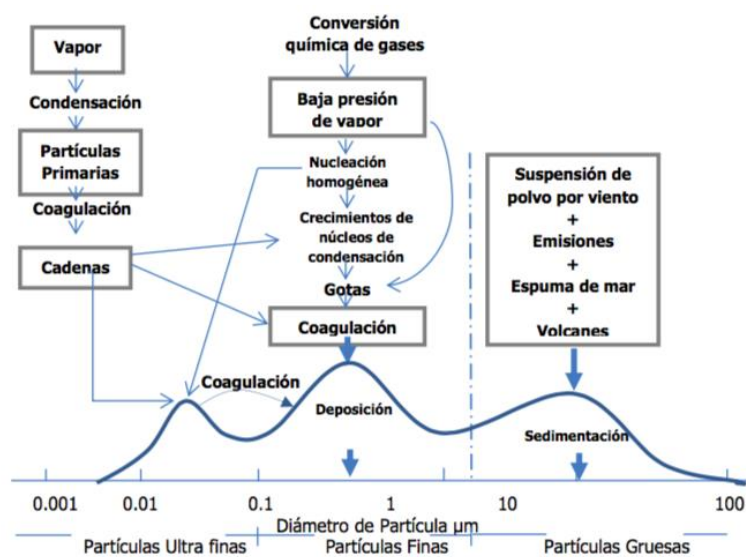
El tamaño de las partículas es una característica importante, ya que mientras más pequeño sea el diámetro aerodinámico mayor podría ser su alcance o penetración en el sistema respiratorio. El diámetro aerodinámico incorpora el tamaño geométrico y la densidad de la partícula.

El material particulado de diámetro menor o igual a 10 micrómetros se define como material particulado grueso o PM<sub>10</sub> (por sus siglas en inglés), el material particulado con diámetro aerodinámico menor o igual a 2.5 micrómetros se clasifica como material particulado fino o PM<sub>2.5</sub>. Existe otra clasificación en la cual se encuentran las partículas con diámetro aerodinámico menor o igual a 0.1 micrómetros. Esta fracción se considera la fracción ultra fina de PM (UFP, por sus siglas en inglés) o PM<sub>0.1</sub>.

Una partícula puede cambiar su tamaño y composición por distintos procesos, entre los cuales se cuentan: a) la condensación o evaporación de especies asociadas al PM, b) la coagulación con otras partículas, c) las reacciones químicas o d) la activación, debido a la sobresaturación de agua para convertirse en gotas de niebla y nubes. En la Tabla 2 y en la Figura 1 se señalan algunos de los principales procesos de formación de PM en sus diversos diámetros aerodinámicos.

**Tabla 2.** Principales procesos de formación de las partículas ultra finas, finas y gruesas (EPA, 2022).

CLASIFICACIÓN		
Ultrafinas (PM <sub>0.1</sub> )	Finas (PM <sub>2.5</sub> )	Gruesas (PM <sub>10</sub> )
<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Nucleación de gases atmosféricos, incluido H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub> y algunos compuestos orgánicos.</li> <li>○ Condensación de gases.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Condensación de gases.</li> <li>○ Coagulación de partículas pequeñas.</li> <li>○ Reacción de gases en o sobre las partículas.</li> <li>○ Evaporación de neblina y gotas de agua en las que los gases se han disuelto y reaccionado.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Procesos mecánicos (prensado, molienda, abrasión, rompimiento de sólidos/gotas).</li> <li>○ Evaporación de aerosoles.</li> <li>○ Suspensión de polvos.</li> <li>○ Reacción de gases en o sobre las partículas.</li> </ul>



**Figura 1.** Esquemática idealizada de la distribución del diámetro de las partículas, tipos, fuentes y mecanismos de formación-eliminación de un aerosol atmosférico (Seinfeld y Pandis, 2006).

### 2.1.2. Fuentes de emisión

La clasificación de las fuentes de emisión de PM puede dividirse en fuentes antropogénicas y fuentes naturales. Las fuentes naturales son aquellas en las que se generan contaminantes mediante procesos sin la intervención de actividades humanas. Entre las cuales se puede mencionar el polvo mineral, sal de mar, polvo volcánico, restos biológicos (esporas de moho, partes de insectos), así como la emisión de sulfatos y compuestos orgánicos de fuentes biogénicas.

Las emisiones antropogénicas son aquellas que se emiten como resultado de las actividades humanas. Estas emisiones vienen de fuentes que se pueden clasificar en:

- a) Fuentes fijas. - Sitios donde se desarrollan procesos industriales, comerciales, o de servicios que puedan generar emisiones a la atmósfera. Dentro de esta clasificación se encuentra a: la industria de los alimentos, la generación de la energía eléctrica, industria del cemento, industria metalúrgica, industria del petróleo o petroquímica por mencionar algunas. En México, el 77% de las emisiones corresponden a la emisión de partículas propias de la combustión; entre las actividades que sobresalen se encuentran las plantas industriales y comerciales. El principal sector industrial emisor de partículas PM<sub>2.5</sub> es el de alimentos y bebidas (SEMARNAT e INE, 2011).
- b) Fuentes de área. - Son aquellas fuentes que son demasiado numerosas y dispersas. Algunos ejemplos son actividades de construcción, quemas agrícolas, entre otras. En

---

México, la principal fuente de emisión de esta categoría es la combustión doméstica de leña que contribuye con aproximadamente el 74% de las emisiones (SEMARNAT e INE, 2011).

c) Fuentes móviles. – Son cualquier máquina, aparato o dispositivo emisor de contaminantes que no tiene un lugar fijo. En esta categoría se encuentran asociados los camiones, autobuses, motocicletas, transporte público y privado, así como la maquinaria de uso agrícola, locomotoras, embarcaciones marinas, entre otras. Las emisiones principales son producto de la combustión. En México, las partículas provenientes de fuentes móviles que usan gasolina incluyen principalmente carbón orgánico, carbón elemental y pequeñas trazas de metales y sulfatos contribuyendo con un 30 % de las emisiones (SEMARNAT e INE, 2011).

### 2.1.3. Legislación ambiental

La región fronteriza entre México-Estados Unidos a pesar de encontrarse en la misma cuenca atmosférica presenta distintos marcos regulatorios. México adopta su conjunto de estándares establecidos en las Normas Oficiales Mexicanas (NOM), mientras que EUA cuenta con los Estándares de Calidad Nacionales de Aire Ambiente (NAAQS, por sus siglas en inglés). En la Tabla 3 se presentan los límites máximos permisibles tanto para la OMS como para México y EUA. La NOM-025-SSA1-2014 (Norma Oficial Mexicana) contempla dentro de su marco teórico, la presencia de un efecto oxidante de las partículas, mismo que podría asociarse a su impacto en la salud (Secretaría de Salud, 2014).

El 27 de Julio de 2021, se publicó una actualización a la norma mexicana en la cual se prevé una adaptación gradual a los límites máximos permisibles establecidos en el 2014, con el fin de que el límite se encuentre lo más cercano posible a lo establecido por la directriz de la OMS. Esta norma es la NOM-025-SSA1-2021, en la cual se señala para el año 2023 un límite promedio 24 horas para  $PM_{2.5}$  de  $41 \mu g m^{-3}$  y para el año 2027 un límite promedio 24 horas de  $25 \mu g m^{-3}$  (Secretaría de Salud, 2021).

La fracción ultra fina o  $PM_{0.1}$ , en este momento no cuenta con límites máximos permisibles contemplados en la normatividad vigente ni en Mexico ni en EUA.

**Tabla 3.** Comparativo de Límites Máximos Permisibles establecidos por la OMS, México y Estados Unidos, con respecto a  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  (Secretaría de Salud, 2014; OMS, 2021; NAAQS, 2016).

<i>CONTAMINANTE</i>	<i>OMS</i>	<i>NOM-025-SSA-2014 MEX</i>	<i>NORMA DE CALIDAD DEL AIRE AMBIENTAL EUA</i>
<i>PM<sub>2.5</sub></i>	5 $\mu\text{g m}^{-3}$ promedio anual	12 $\mu\text{g m}^{-3}$ promedio anual	12 $\mu\text{g m}^{-3}$ promedio anual
	15 $\mu\text{g m}^{-3}$ promedio 24 horas	45 $\mu\text{g m}^{-3}$ promedio 24 hora	35 $\mu\text{g m}^{-3}$ promedio 24 horas
<i>PM<sub>10</sub></i>	15 $\mu\text{g m}^{-3}$ promedio anual	40 $\mu\text{g m}^{-3}$ promedio anual	-
	45 $\mu\text{g m}^{-3}$ promedio 24 horas	75 $\mu\text{g m}^{-3}$ promedio 24 hora	150 $\mu\text{g m}^{-3}$ promedio 24 horas

#### 2.1.4. Composición

El PM está formado de mezclas de componentes naturales y antropogénicos tales como: benceno ( $C_6H_6$ ), tolueno ( $C_6H_5-CH_3$ ), sulfatos ( $SO_4^{2-}$ ), nitratos ( $NO_3^{-1}$ ), amonio ( $NH_4^{+1}$ ), metales pesados, ácido nítrico ( $HNO_3$ ), ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ), hidrocarburos policíclicos aromáticos (HPA's), bioaerosoles, partículas vegetales, polvos, cenizas y sales como cloruro de sodio (NaCl) (Gobierno del Estado de Baja California, 2011).

El  $PM_{2.5}$  se encuentra constituido por: carbono orgánico (OC, por sus siglas en inglés), carbono elemental (EC, por sus siglas en inglés), polvo, sales marinas, bioaerosoles y cenizas. Iones solubles en agua como:  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$ ,  $NH_4^+$  y aerosoles orgánicos secundarios (SOA, por sus siglas en inglés) que se forman a través de reacciones en fase gaseosa. Además de la presencia de elementos traza, el  $PM_{2.5}$  también puede contener compuestos orgánicos volátiles oxigenados (OVOC, por sus siglas en inglés), HPA's y microorganismos (Nanclares, 2016).

Las siguientes secciones abordan algunos de los componentes asociados a  $PM_{2.5}$ .

##### 2.1.4.1. Carbono negro (BC)

El BC es una definición colectiva para una amplia gama de sustancias carbonosas que abarca desde residuos vegetales carbonizados hasta el hollín con alto contenido de grafito. Schmidt y Noack (2000) señalan que existen dos procesos fundamentales de formación: a) por la reacción de radicales libres con moléculas pequeñas liberadas en la pirólisis, b) durante la fase de combustión donde los

---

gases del combustible son insuficientes para mantener la flama y el oxígeno se difunde al combustible se da como resultado la formación de superficies sólidas de combustible.

La cantidad de BC producido está influenciado por el tipo y cantidad de combustible, y la eficiencia de combustión. En el caso de un incendio, también se deberá considerar las condiciones climáticas, así como la duración e intensidad del incendio (MacDonald et al., 1991). Por lo tanto, el BC puede ser emitido por una variedad de fuentes de combustión incompletas, vehículos de motor a diésel, vehículos de motor a gasolina, por el uso residencial de combustible y la quema de biomasa.

El hollín denso de la combustión del diésel generalmente tiene una coloración negra debido a que contiene una alta fracción de BC, el cual absorbe todos los colores que conforman la luz. Las partículas de OC no sólo dispersan la luz, también pueden absorber parcialmente ciertas longitudes de onda, dando lugar a una coloración marrón al PM que compone al humo.

Una vez que PM conteniendo BC es emitido a la atmósfera, existen dos procesos de remoción (Schmidt y Noack, 2000):

- Deposición seca: Indica la transferencia directa de especies, tanto gaseosas como partículas, a la superficie de la tierra y procede sin ayuda de la precipitación. Este tipo de deposición es afectada por características como el tamaño y densidad de partícula, la resistencia aerodinámica y el tipo de superficie.
- Deposición húmeda: la incorporación de BC cuando las partículas que contienen BC colisionan con gotas de agua y se depositan por el aire y el barrido;

En otro proceso, los aerosoles actúan como núcleos de condensación de nubes (CCN, por sus siglas en inglés).

El tiempo de vida de BC en la atmósfera es de una a dos semanas, caracterizándose como un contaminante de vida corta que se encuentra relacionado con efectos negativos tanto al medio ambiente como a la salud (Cape et al., 2012). El BC se ha vinculado con reducciones a la capacidad respiratoria de la población en general, puntualmente en pacientes asmáticos (Nachman y Parker, 2012). A su vez, el efecto pro inflamatorio asociado a partículas emitidas en áreas con tráfico vehicular se ha relacionado con elevadas concentraciones de BC (Stenhof, 2011).

Paunescu et al. (2019) reportaron una disminución de la función pulmonar en niños con síntomas respiratorios resistentes asociados con una exposición a BC de  $1.16 \mu\text{g m}^{-3}$  en períodos de 6 horas. Sarnat et al. (2012) realizaron un estudio del impacto en la salud de la contaminación del aire urbano en niños asmáticos en las ciudades fronterizas de Ciudad Juárez, México y El Paso, Texas, EUA, encontrando deterioro en su salud respiratoria. Mordukhovich et al. (2009) vincularon

---

un aumento de la presión arterial sistólica de 1.46 mmHg y de la presión arterial diastólica de 0.87 mmHg con exposición de 7 días a concentraciones mayores a  $1.53 \mu\text{g m}^{-3}$  de BC (promedio de 24 horas). Madrigano et al. (2010) encontraron que una exposición de 2 días a una concentración ambiental de BC de  $1.84 \mu\text{g m}^{-3}$  fue asociado con inflamación y disminución de la función endotelial. Se ha demostrado que la exposición prolongada a BC también se asocia con enfermedades neurodegenerativas (Alvarez-Pedrerol et al., 2017). Similarmente, Janssen et al. (2011) realizaron un análisis de 40 estudios en sitios de tránsito vehicular, encontrando que BC podría ser un mejor indicador de salud que el PM ya que muestra una respuesta ocho veces mayor por cada  $\mu\text{g m}^{-3}$ .

#### *2.1.4.2. Metales traza*

Los metales traza se encuentran asociados a PM, teniendo diversas fuentes de emisión, siendo las principales las emisiones naturales, como los minerales de la corteza, incendios forestales, océanos y las emisiones antropogénicas, como las provenientes de combustión de combustibles fósiles, procesos metalúrgicos industriales y las emisiones provenientes de tráfico vehicular.

Las emisiones provenientes del tráfico vehicular incluyen las emisiones provenientes del tubo de escape y las emisiones debidas al desgaste de las piezas del vehículo, como frenos, neumáticos y embrague, y la suspensión de polvo (Kothai et al., 2008). Entre los metales provenientes de las emisiones de tráfico se encuentran Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb y Zn, los cuales provienen de diferentes procesos tales como la desaceleración (Cu, Sb y Zn), residuos de metales procedentes de la combustión de la gasolina (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y V) y fuentes no específicas de metales (Cr y Ni) (Hjortenkrans et al., 2006). A su vez, Chiang y Huang (2009) señalaron que dentro de la fracción de  $\text{PM}_{2.5-10}$  proveniente de la fricción mecánica y desgaste de los frenos se presentan emisiones relacionadas a Ba y Se.

En un estudio en Massachusetts EUA, Apegyei et al. (2011) encontraron como fuente significativa de Zn al desgaste de llantas con una contribución 15 veces mayor a la producida por el desgaste de los frenos. En EUA las llantas contienen alrededor de 1% de óxido de zinc (ZnO), 47% caucho, 16.5% de metales traza (Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni y Pb) y 21.5% de BC (Milani et al., 2014). Dependiendo de las fuentes de emisión, las tasas de deposición húmeda y seca, la transformación fisicoquímica, la concentración y la distribución del tamaño de las partículas atmosféricas de los metales, las concentraciones de estos metales pueden variar. El transporte a larga

---

distancia de partículas atmosféricas también afecta la concentración y la distribución del tamaño de los metales.

Se sabe que las emisiones debidas al tráfico vehicular contribuyen en gran medida a las concentraciones totales de PM en áreas urbanas y se ha demostrado que la exposición al PM tiene efectos perjudiciales para la salud humana (Rissler et al., 2012). Por lo tanto, para una mejor comprensión de las características de las emisiones de diferentes fuentes relacionadas con el tráfico es vital llevar a cabo estudios de distribución de fuentes y efectos sobre la salud (Schauer et al., 2006).

Estudios señalan que la presencia de metales asociados a PM incrementa las lesiones pulmonares (Yang et al., 2019). Soresen et al. (2005) analizaron la presencia de metales de transición asociado a PM<sub>2.5</sub> y los resultados señalaron que los metales solubles en agua, especialmente a Cr y V, son asociados con daño oxidativo del ADN; este daño fue independiente de la masa de PM u otros posibles contaminantes contenidos en el PM. Esta información ha sido respaldada por varios estudios *in vitro* donde se demostró que la fracción soluble de metales puede inducir la generación de radicales hidroxilos mediante la reacción Fenton, teniendo un papel particularmente importante en la producción del daño oxidativo al ADN (Knaapen et al., 2002).

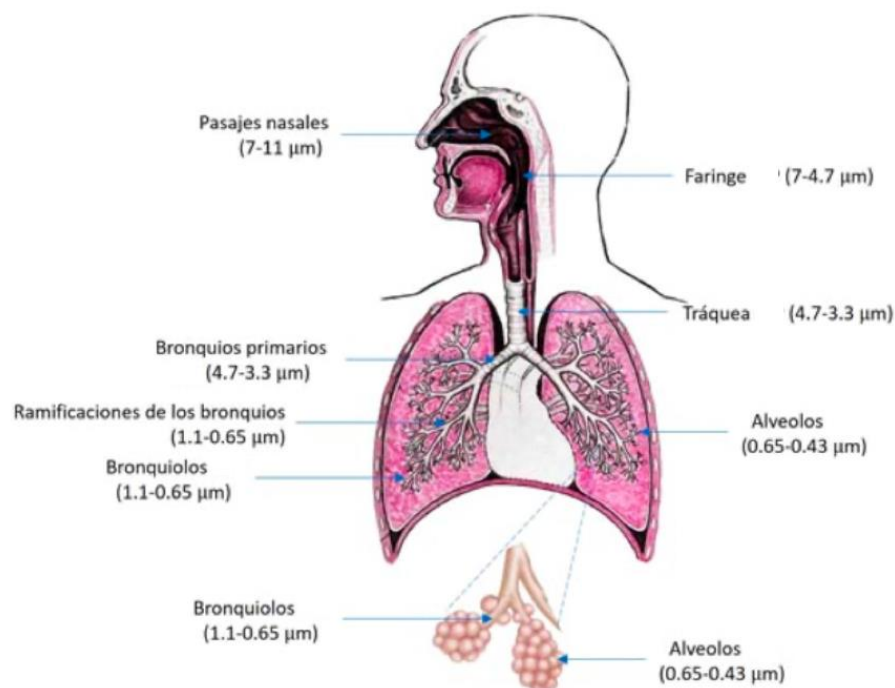
Actualmente, México solamente cuenta con una norma que contempla el límite máximo permisible para Pb, con un valor máximo de 1.5  $\mu\text{g m}^{-3}$  en promedio trimestral (NOM-026- SSA1-1993). Sin embargo, la OMS establece directrices para As, Ni y V de 1000  $\text{ng m}^{-3}$ , para Ca de 5  $\text{ng m}^{-3}$  y para Mn de 150  $\text{ng m}^{-3}$ . Cabe destacar que algunos de los metales que no se encuentran bajo la lupa de las directrices ambientales deberían ser contemplados ya que se ha comprobado su efecto en el potencial oxidativo del PM (Charrier y Anastacio, 2012).

### 2.1.5. Toxicidad del PM

Estudios epidemiológicos muestran claramente la relación entre la exposición del PM y el incremento de enfermedades cardiovasculares y muertes (Hayes et al., 2020). Entre los efectos adversos que presenta el PM se encuentran problemas cardiovasculares (Zhao et al., 2021), aumento de la presión arterial (Oh et al., 2022), la progresión acelerada de aterosclerosis (Simkhovich, et al., 2011) y problemas de sinusitis (Nachman y Parker, 2012).

El material particulado puede depositarse en el sistema respiratorio y provocar problemas de salud. En la Figura 2 se muestra las zonas de deposición del material particulado en el sistema

respiratorio. El  $PM_{2.5}$  tiende a bioacumularse en los alvéolos, en los cuales se lleva el intercambio de gases al torrente sanguíneo, por lo cual es importante conocer la composición del  $PM_{2.5}$ , en especial la fracción soluble en agua. La fracción ultrafina o  $PM_{0.1}$  puede trasladarse al torrente sanguíneo, distribuyendo a lo largo del organismo los compuestos que lo conforman.



**Figura 2.** Sitio de bioacumulación de PM según su diámetro aerodinámico (<http://www.cemcaq.mx/contaminacion/particulas-pm>).

Se ha encontrado una alta correlación entre el  $PM_{10}$  y ataques de asma en la población de 5 a 17 años de edad al incrementar las concentraciones del 25 al 75 percentil de la concentración promedio ( $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (Dimitrova et al., 2012). Pope et al., (2002) encontró que la exposición a  $PM_{2.5}$  fue asociada con cáncer de pulmón y mortalidad cardiovascular donde cada incremento de  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  en un grupo de 500 000 personas (menores a 30 años en una área metropolitana de EUA), fue asociada con un incremento de riesgo de 4-8 % .

Por otra parte, estudios de exposición a  $PM_{2.5}$  o  $PM_{0.1}$  en ratas sanas, enfermas y viejas encontraron que una exposición de 3 y 9 meses causa efectos histopatológicos en su corazón, (Simkhovich et al., 2011). Otros estudios encontraron que pacientes asmáticos presentan una mayor oxidación de lípidos plasmáticos debido a la exposición de  $PM_{2.5}$ , posterior a la exposición de los neutrófilos mostrando una mayor tendencia a la generación de Especies Reactivas de Oxígeno (ROS, por sus siglas en inglés) (Sierra-Vargas et al., 2009). Se ha demostrado que la activación de fagocitos tanto *in vitro* como *in vivo* puede producir ROS. Incrementar la generación de estas

---

especies promueve un desequilibrio entre la producción de ROS y la defensa antioxidante que conduce al estrés oxidativo.

La exposición a PM a corto plazo puede desencadenar eventos cardiovasculares agudos, mientras que la exposición a largo plazo (durante años) aumenta el riesgo cardiovascular y puede reducir la esperanza de vida en unos pocos años (An et al., 2018). En el año 2007 se publicó un estudio con las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> de una base de datos de EUA que comprendía del año 2000 al 2005, en el cual se identificó la complejidad de la interpretación de los diferentes efectos asociados a PM<sub>2.5</sub> afectados por la temporalidad y la región, demostrando que es necesario el análisis de los componentes y la determinación de posibles fuentes para poder comprender de una manera más amplia el efecto asociado a PM<sub>2.5</sub> (Bell et al., 2007). Esto es debido a que PM<sub>2.5</sub> es una mezcla heterogénea que varía en su composición en entornos urbanos y rurales. La composición puede incluir contaminantes como BC que es un indicador de la combustión de diésel, metales traza, quinonas, entre otros (Charrier y Anastasio, 2012; Nachman y Parker, 2012).

### 2.1.5.1. Especies Reactivas de Oxígeno (ROS)

#### 2.1.5.1.1. Generación en el organismo

Las ROS son producidas durante la función celular normal y sirven como moléculas de señalización para los procesos biológicos normales. ROS incluye radicales hidroxilos (OH·), anión superóxido (O<sub>2</sub><sup>-</sup>) y peróxido de hidrógeno (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>).

La generación de ROS puede incrementar debido a la presencia de metales. Bajo condiciones normales, el sistema de antioxidantes de las células minimiza las perturbaciones ocasionadas por las ROS (Auten y Davis, 2009). Los antioxidantes ejercen la función de excretar las ROS o proceden a la activación de una serie de proteínas que actúan defendiendo y desintoxicando el sistema (Figura 3).

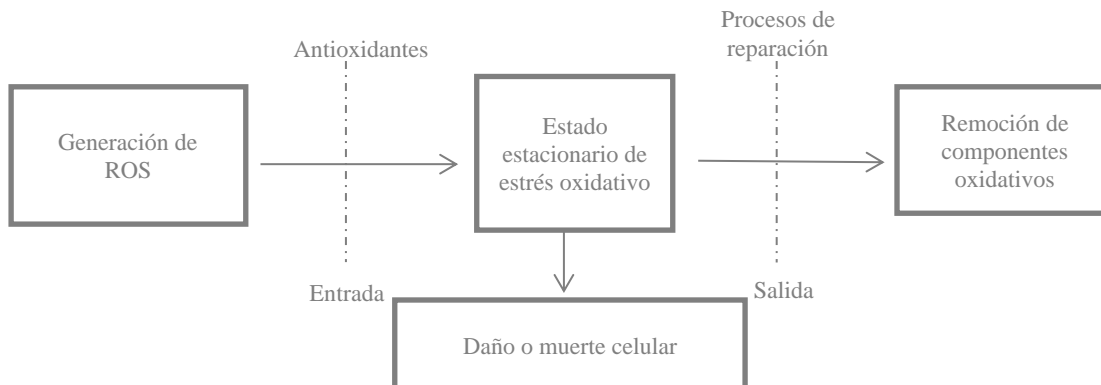


Figura 3. Mecanismo de respuesta del organismo en presencia de ROS.



---

de compuestos solubles en agua se encuentran las sustancias del tipo húmicas (HULIS), sustancias con alta hidrofobicidad, grupo que ha sido asociado a la generación de ROS (Verma et al., 2015). Por lo tanto, una visión más clara de la contribución relativa de los componentes del PM a los efectos adversos para la salud permitiría un enfoque más sencillo para la gestión de la calidad del aire, centrada en los componentes y las fuentes específicas más que en la concentración de PM que se utiliza actualmente para la calidad del aire (Steenhof et al., 2011).

### 2.1.6. Estudios en la región Tijuana-San Diego

Durante el verano de 2010 se realizaron diversos estudios de evaluación simultánea en ambos lados de la frontera en la Campaña Cal-Mex 2010. Castillo, (2014) reportó que las concentraciones promedio de PM<sub>2.5</sub> por hora fueron 1.6 veces más grandes en Tijuana con respecto a San Ysidro, EUA. En este mismo estudio se reportaron valores mayores de la concentración promedio por hora de PM<sub>2.5</sub> en la zona este de la ciudad de Tijuana. Así mismo la evaluación de PM<sub>0.1</sub> en Cal-Mex 2010 mostró un patrón similar al de PM<sub>2.5</sub>, con una concentración promedio por hora 1.7 veces mayor en Tijuana con respecto a San Ysidro (Castillo, 2014).

Por su parte Shores et al. (2013) reportaron 56  $\mu\text{g m}^{-3}$  concentraciones promedio 1-min de BC, regularmente a la medianoche, indicando actividad industrial clandestina. En general, las emisiones de BC en Tijuana fueron de origen local y se estimaron en 280-1 090 toneladas por año, hasta el 49% de las estimadas para San Diego. Takahama et al. (2014) reportaron un patrón creciente de concentración de BC desde la costa hacia el sureste de la cuenca atmosférica de Tijuana, debido a la dirección del viento predominante de la ciudad, similar a lo reportado por Castillo (2014) para PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>0.1</sub>.

En el año 2012, se publicó el “Libro Blanco: impactos en la salud de los cruces en los puertos de entrada terrestres de EUA y México: brechas, necesidades y recomendaciones para la acción” en el cual tenía como objetivo presentar el panorama del cruce fronterizo, en cuanto a la exposición a las emisiones relacionadas con el tráfico vehicular (Quintana et al., 2012).

Durante el periodo comprendido del 2006-2008 se llevó a cabo una investigación relacionada a la exposición de contaminantes dentro de los vehículos durante el cruce fronterizo de Tijuana-San Ysidro, reportando que los niveles de UFP dentro de los vehículos en el cruce fronterizo alcanzan las 29,692 partículas  $\text{cm}^{-3}$  (Quintana et al., 2018). En estos sitios, el tiempo de espera y de

---

exposición varía, por lo cual puede ser un factor determinante en la salud. A su vez, reportaron que los niveles de UFP y CO presentaron concentraciones mayores en el territorio mexicano con respecto a EUA. Similarmente, los niveles de UFP en territorio mexicano fueron mayores en zonas de tráfico vehicular con respecto al área de cruce fronterizo.

Galaviz et al. (2014) analizaron el impacto en el metabolito urinario del 1-nitropireno en función del tiempo de espera, encontrando que en el cruce fronterizo los niveles son 10 veces mayores que los reportados cuando los peatones se encuentran en su casa o su trabajo. Este tipo de investigaciones ofrece información que los tomadores de decisiones puedan utilizar para establecer estrategias para disminuir los efectos negativos en la salud de la población que cruza la frontera regularmente. Esto recalca la importancia de las estrategias de mitigación ofrecidas en el “Libro Blanco” como: reducción de los tiempos de espera, construir barreras entre los vehículos y peatones, por mencionar algunas.

## **CAPÍTULO 3**

### **PARTE EXPERIMENTAL**

---

### 3.1. Sitio de estudio

El Estado de Baja California está situado en la región noroeste de la república mexicana. Cuenta con 7 Municipios (Tijuana, Tecate, Mexicali, Ensenada, San Quintín, Playas de Rosarito y San Felipe) que limitan al norte con la frontera del estado de California, EUA. La ciudad de Tijuana tiene una población de 1 922 523 habitantes correspondiente al 51 % de la población de estado (INEGI, 2020). La ciudad de Tijuana se encuentra ubicada entre los paralelos 32° 11' y 32°35' de latitud norte, los meridianos 116° 31' y 117° 07' de longitud oeste, y está a una altura promedio de 20 metros sobre el nivel del mar. Tijuana colinda hacia el norte con el Condado de San Diego, California, al este con el municipio de Tecate, al sur con el municipio de Ensenada y al oeste con el municipio de Playas de Rosarito y el Océano Pacífico (INEGI, 2020). Las inversiones térmicas solo son comunes en otoño e invierno (Gobierno del Estado de Baja California, 2011). Su configuración orográfica consta de una serie de elevaciones que forman pequeñas mesetas, lomas y cerros que descienden ligeramente al mar y que por su suelo de tipo rocoso dificulta la actividad agrícola (Gobierno del Estado de Baja California, 2011).

La cuenca atmosférica de la región Tijuana-San Diego presenta vientos predominantes con dirección Noroeste-Sureste, provocando un arrastre de contaminantes atmosféricos en la misma dirección (Gobierno del Estado de Baja California, 2011). Bei et al. (2013) identificaron cuatro patrones de transporte de contaminantes representativos para Tijuana, señalados como "penacho sureste", "penacho suroeste", "penacho este" y "penacho norte". Otro factor característico es la inversión térmica superficial, que se ha identificado como característica de la región (Gobierno del Estado de Baja California, 2011).

La Ciudad de Tijuana cuenta con 2 cruces fronterizos conocidos como los Puertos de Entrada Terrestre de Otay Mesa (OMPOE, por sus siglas en inglés) y de San Ysidro/El Chaparral (SYPOE, por sus siglas en inglés). Estos puertos son utilizados por más de 23 mil peatones, 86 mil automóviles y 2 mil camiones comerciales al día; SYPOE es el puerto comercial más transitado en la frontera México-Estados Unidos (SANDAG, 2017). Este estudio se encuentra enfocado en el SYPOE, el cual se encuentra abierto las 24 horas y los 365 días del año, y fue diseñado con 24 carriles de inspección, principalmente de automóviles y un carril para camiones comerciales. Aproximadamente 13.7 millones de vehículos personales y 7.3 millones de peatones cruzaron de Tijuana hacia San Diego en el año 2016, llegando a producir tiempos de espera mayores a 3 horas

---

(SANDAG, 2017). La **Figura 5** muestra la ubicación del área de cruce peatonal (lado derecho) y a pocos metros el área de cruce vehicular.



**Figura 5.** Puerto de Entrada de San Ysidro (SYPOE). Al lado izquierdo es la espera para vehículos personales, y a la derecha es la espera de peatones (vista desde el lado mexicano). (Fuente: <https://expansion.mx/>).

### 3.2. Sitio de muestreo

El Distrito de Control de la Contaminación del Aire de San Diego, así como el gobierno mexicano han instalado monitores de calidad del aire en la zona (Figura 6). Unos monitores se encuentran en el Sitio Donovan, M1, (Figura 6a) a  $32^{\circ}34'41.4''N$ ,  $116^{\circ}55'16.9''O$ . Este sitio está ubicado cerca de la Instalación Correccional Richard J. Donovan, a unos 3.9 km al suroeste del OMPOE y 10 km al noreste del SYPOE. El flujo vehicular local está compuesto en su mayoría por camiones a diésel. Por otro lado, el sitio M2 es parte de la red de monitoreo de la calidad del aire de Baja California, México (Figura 6) a  $32^{\circ}29'51.06''N$ ,  $116^{\circ}58'37.34''W$ . El cual se encuentra a 7 km al sureste del SYPOE, en una escuela dentro de un área poblada de Tijuana, rodeada de caminos vecinales con flujo vehicular continuo.

El sitio de muestreo M3 se estableció en Tijuana, México ( $32^{\circ}32'28''N$ ,  $117^{\circ}01'36''W$ ), 200 m al sureste de SYPOE, cerca de la línea de cruce de peatones y del Sistema de Inspección Rápida de la Red Electrónica Segura para Viajeros (SENTRI) (Figura 6). El muestreador de aire se colocó en el balcón del segundo piso de un edificio, a unos 4 m del suelo. Al noreste del sitio M3, hay una vía férrea y varios estacionamientos a una distancia del SYPOE de aproximadamente 150 m y 50 m, respectivamente. Al sureste, se ubican varios estacionamientos y unos edificios en construcción a unos 210 m y 600 m de distancia, respectivamente. Hacia el suroeste (como a 300 – 600 m de distancia), se encuentran las áreas de tránsito vehicular y el área de inspección del Puerto de Entrada

El Chaparral (como a 670 m de distancia). Además, hay una zona residencial al oriente y una zona comercial al poniente del SYPOE.



**Figura 6.** Ubicación del estudio (Inserto: ubicación de Tijuana en el mapa de México): a) nivel regional incluyendo los tres sitios de muestreo (M1, M2, M3), SYPOE, OMPOE y la Estación Meteorológica Estuario y b) nivel local incluyendo SYPOE y M3. Los rectángulos verdes delimitan los límites de los Puertos de Entrada El Chaparral (grande, izquierda) y San Ysidro (pequeño, derecha). La línea amarilla discontinua representa la frontera internacional. El círculo morado representa el cruce peatonal y el rectángulo rosa representa el cruce de vehículos. Fuente del mapa: Google Earth.

---

### 3.3. Metodología

Los contaminantes cuantificados en este estudio fueron  $PM_{2.5}$  y BC; también se cuantificó el potencial oxidativo asociado a  $PM_{2.5}$ . De igual manera se estimó la dosis de inhalación de BC para peatones y trabajadores, durante el periodo de estudio.

#### 3.3.1 Grupos de estudio

En este estudio se incluyeron dos grupos de personas: los peatones que cruzan la frontera y los vendedores locales que trabajan entre los coches en fila para cruzar la frontera. El primer grupo se tuvo en cuenta durante la evaluación de la exposición y las dosis de contaminantes inhalados durante los periodos de espera para cruzar la frontera. No existe información diaria sobre el número de peatones que cruzan, sólo información sobre los tiempos de espera. El segundo grupo, los trabajadores, fueron encuestados para evaluar su exposición a largo plazo debido a su ocupación.

##### 3.3.1.1. Encuestas

Se realizó una breve encuesta de cuatro preguntas a cincuenta vendedores locales que trabajaban entre los coches que esperaban para cruzar la frontera. Estos trabajadores se encontraban más cerca de los vehículos que los peatones que cruzaban la frontera y, por tanto, era más probable que estuvieran expuestos a niveles de contaminación más elevados.

La breve encuesta incluía:

- Edad (años)
- Horario de trabajo
- Número de años en ese empleo
- Días laborables

La encuesta fue aprobada por el Comité de Ética de la Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC) y no incluyó información personal de los encuestados. La encuesta se administró después de la campaña de muestreo, durante una jornada laboral, y los trabajadores tardaron aproximadamente 5 minutos en completarla.

#### 3.3.2. Campaña de muestreo

El muestreo de  $PM_{2.5}$  se realizó de junio de 2018 a enero de 2019. El muestreo de BC se llevó a cabo de noviembre de 2017 a enero de 2019. En la Tabla 4 se describe detalladamente los

días de muestreo, los cuales se llevaron a cabo de forma continua durante períodos de dos semanas. Debido a problemas técnicos, se recolectaron muestras adicionales con el fin de obtener dos muestras para cada día de la semana.

**Tabla 4.** Descripción de la Campaña de Muestreo.

Parámetro	Periodo	Fecha
BC	Otoño 2017	16 noviembre al 1 diciembre, 2017; 4 al 7 de diciembre, 2017.
	Invierno 2017	22 de diciembre, 2017 a 5 enero, 2018; 12 de enero, 2018.
	Primavera 2018	7 al 20 mayo, 2018.
	Verano 2018	28 de junio al 6 de julio 2018; 9, 10, 14, 15 y 18 de julio, 2018.
	Otoño 2018	20 de noviembre al 2 de diciembre; 5 de diciembre, 2018.
	Invierno 2018	23 de diciembre al 25 de diciembre, 2018; 30 de diciembre, 2018 al 2 de enero 2019; 4,5, 9,10,11,12 y 17 de enero, 2019.
PM <sub>2.5</sub>	Verano 2018	28 de junio al 6 de julio 2018; 9, 10, 14, 15 y 18 de julio, 2018.
	Otoño2018	19 de noviembre al 2 de diciembre; 5 de diciembre, 2018.
	Invierno 2018	23 de diciembre al 25 de diciembre, 2018; 30 de diciembre, 2018 al 2 de enero 2019; 4,5, 9,10,11,12 y 17 de enero, 2019.

Los datos meteorológicos utilizados en este estudio se obtuvieron del sitio web <http://www.nerrsdata.org/> (NOAA, 2018). La estación meteorológica estaba ubicada aproximadamente a 10 km al noroeste del sitio de muestreo, a 4.18 km al noroeste en la Reserva Nacional de Investigación Estuarina del Río Tijuana (coordenadas 32°34'28.5 "N, 117°07'37.3" W). Las rosas de los vientos se generaron utilizando AERMOD View (Versión 6.2).

Los datos del tiempo de espera para peatones y para vehículos personales se obtuvieron de la página web de la Oficina de Aduanas y Protección Fronteriza de EUA (CBP) (<https://bwt.cbp.gov/details/09250401/POV>), en donde el personal la Universidad de Washington

---

los recopiló cada hora de este sitio web y posteriormente no los proporcionó como una base de datos. No hay información sobre el tipo de vehículo, solo el tiempo de espera estimado en el que los vehículos y peatones cruzan la frontera hacia el norte.

### 3.3.3. Material particulado fino (PM<sub>2.5</sub>)

Las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> del sitio M1 se obtuvieron de la Junta de Recursos del Aire de California, EUA (<https://www.arb.ca.gov>) y se promediaron durante el mismo tiempo de recolección (empezando a las 3:00 p. m. y finalizando a las 2:30 p. m. ± 30 minutos). Los datos de PM<sub>2.5</sub> del sitio M2 fueron proporcionados por la Red de Calidad del Aire de la Secretaría de Protección al Ambiente de Baja California, México. Los datos de ambos sitios se recopilan utilizando un equipo de atenuación beta (BAM, por sus siglas en inglés). Este método se considera equivalente al muestreador de alto volumen según el PROY-NMX-AA-177-SCFI-2015 (Secretaría de Salud, 2015).

El material particulado se colectó por medio de un muestreador de alto volumen (TISCH TE-6070, Ohio, EUA) con cabezal para PM<sub>2.5</sub> (TISCH TE-6001, Ohio, US). El muestreador pasa un volumen de aire del ambiente por una caja de muestreo a través de un filtro, durante un periodo mínimo de 23 horas de muestreo. La velocidad del flujo del muestreo y la geometría de la caja favorecen la recolección de partículas de diámetro aerodinámico  $\leq 2.5 \mu\text{m}$ .

Los filtros utilizados se sometieron a un tratamiento térmico utilizando una mufla (Watlow 935 A, Minnesota EUA) a una temperatura de 450 °C por 6 horas, a fin de eliminar la presencia de residuos orgánicos presentes en estos, que pudieran causar alguna interferencia en los análisis subsecuentes.

Las muestras fueron colectadas con una velocidad de flujo dentro del rango de 1.02-1.25 m<sup>3</sup>/min (Tisch Environmental Inc. 2010). Se utilizaron dos filtros como blanco de campo para cada temporada de muestreo. Los filtros se guardaron en una bolsa de plástico y se transportaron en hielera. Posteriormente, la concentración de partículas se determinó por un método gravimétrico, siguiendo el procedimiento especificado en el SOP-MDL016 (EPA, 2007), mediante el acondicionamiento de los filtros, antes y después del muestreo, a humedad y temperatura controlada

---

(23 °C y 35 %HR). Los filtros se almacenaron en un congelador a una temperatura de -18 °C (Polar, CH-011, Valencia, España).

### **3.3.3.1. Control de Calidad**

Se establecieron los siguientes criterios de rechazo:

- Filtros impactados fuera del área establecida
- Filtros rotos
- Filtros con insectos depositados en la superficie.

Antes de cada periodo de muestreo, se comprobó la linealidad del muestreador de alto volumen mediante el uso del equipo de calibración (TISH, TE-5028, Ohio, EUA), utilizando la información descrita en el Anexo 1.

### **3.3.4. Carbono Negro (BC)**

El monitoreo de BC se llevó a cabo utilizando un microaethalómetro portátil (Aeth Labs, AE51, California, EUA) a una velocidad de flujo de 100 mL/min, recolectando muestras cada minuto. Los filtros se cambiaron cada 23.5 horas. Se aplicó el promedio optimizado de reducción de ruido (ONA, por sus siglas en inglés) para reducir las fluctuaciones en los datos que ocurren a altas tasas de muestreo (es decir, < 1 min) (Hagler et al., 2011). Además, se les aplicaron a los datos recolectados la ecuación presentada por Virkkula et al., (2007) para reducir el efecto del aumento gradual de la atenuación (ATN) de un período de muestreo al siguiente debido a la acumulación gradual de partículas ópticamente absorbentes, también conocido a esto como el efecto de carga.

#### **3.3.4.1. Control de Calidad**

Como parte de control de calidad de los datos, los valores por debajo del límite de detección (5 ng/m<sup>3</sup>) se sustituyeron por la mitad de este valor (2.5 ng/m<sup>3</sup>).

### **3.3.5. Potencial oxidativo (OP)**

Como se mencionó en el apartado 2.1.5. Toxicidad del PM, el potencial oxidativo puede estar relacionado directamente con la cantidad de ROS que se generan.

En este estudio, la evaluación de potencial oxidativo se realizó mediante el ensayo de Ditiotreitrol (DTT). El principio del método consiste en la determinación del potencial redox de PM, mediante la oxidación de un equivalente de DTT por iones metálicos y/o quinonas asociadas al PM. El remanente de DTT se cuantifica mediante la reacción del ácido 5,5'-Ditio-bis-(2-nitrobenzoico) (DTNB) con el grupo sulfhidrilo libre del DTT produciendo ácido 2-nitro-5-tiobenzoico (TNB), el cual se cuantifica por espectroscopía UV-Visible a una longitud de onda de 412 nm (

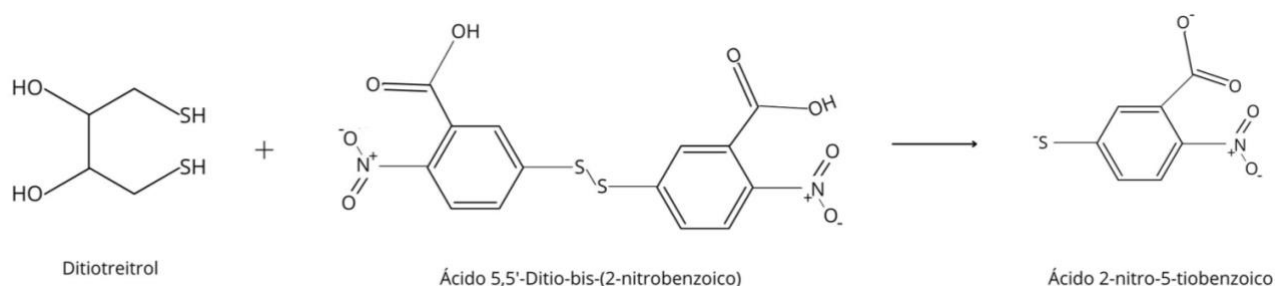


Figura 7).

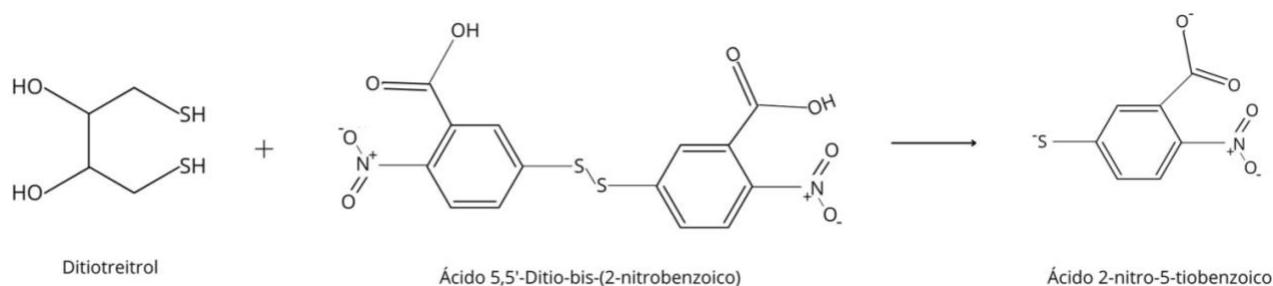


Figura 7. Mecanismo de reacción para la cuantificación del remanente de DTT (Charrier y Anastacio, 2012).

### 3.3.5.1. Extracción

Para cuantificar el potencial oxidativo asociado a PM<sub>2.5</sub>, se cortó una sección de 1/28 en cada filtro, el cual se sometió a una extracción con 15 mL de agua nano pura en ultrasonido por 30 minutos. para posteriormente ser filtrado utilizando membranas de 47 milímetros de diámetro y microporos de 0.45 µm (Cole-Palmer, SC0407, Illinois, EUA) (Fang et al., 2015).

### 3.3.5.2. Análisis de potencial oxidativo (Método DTT)

---

Posteriormente en tubo de ensayo se colocaron 3 mL de DTT (100  $\mu$ M en buffer de fosfatos 0.1M pH 7.9). La alícuota de DTT se trató con 100  $\mu$ L de una suspensión de PM de concentración conocida, dejándose reaccionar y tomando una alícuota de 0.5 mL a los 5,10, 15 y 20 minutos de la reacción. Cada alícuota se transfirió a un tubo de ensayo con 0.5 mL de ácido tricloroacético al 10% para detener la reacción. Cuando se inactivaron todas las alícuotas, se añadieron 50  $\mu$ L de DTNB a una concentración 10 mM. Se continuó con la adición de 2 mL de Tris -base con ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) (0.4 M, pH 8.9) y se dejó reaccionar durante 5 minutos. El ácido 2-nitro-5-tiobenzoico (TNB) formado se cuantificó con un espectrofotómetro UV-Vis (Perkin Elmer, Lambda 3 A, Massachusetts, EUA).

El  $OP^{DTT}$  se normalizó por la masa recolectada del filtro ( $OP^{DTT}_m$ ) para representar la actividad inherente de las PM, y por volumen ( $OP^{DTT}_v$ ) para caracterizar la exposición al aerosol (Fang et al., 2015).

### 3.3.5.3. Control de calidad

Las muestras se corrieron por triplicado (coeficientes de variación <15%). También se incluyó un control positivo que utilizó 9,10-Fenantrenoquinona (0.050 $\mu$ M), y un blanco (agua nanopura) en cada ensayo.

### 3.3.6. Relación BC/PM<sub>2.5</sub>

Como se describió en el capítulo 2, el BC es un componente de PM, asociado más fuertemente con la fracción de PM<sub>2.5</sub>. La relación de PM que contienen fracciones de peso de BC para fuentes específicas proporciona información relacionada con las fuentes, existiendo alrededor de 300 perfiles donde se muestra estas relaciones (US EPA, 2012). Lo anterior nos permite identificar la categoría de la fuente en base a la relación de BC/PM<sub>2.5</sub>.

Para estimar la relación entre BC/PM<sub>2.5</sub> se utilizó la ecuación 1:

$$\text{Relación BC/PM}_{2.5} = C_{BC}/C_{PM_{2.5}} \quad (\text{Ecuación 1})$$

donde  $C_{BC}$  representa la concentración promedio 24 horas de BC y  $C_{PM_{2.5}}$  es la concentración promedio 24 horas de PM<sub>2.5</sub>.

---

### 3.3.7. Dosis de inhalación (D)

La dosis de inhalación se estimó de acuerdo con la ecuación 2 (Ott, 1982; Li et al., 2015):

$$D = C_p \times IR(t) \Delta t \quad (\text{Ecuación 2})$$

donde D representa la dosis de inhalación promedio (en  $\mu\text{g}$ ),  $C_p$  es la concentración de contaminante en un microambiente específico (en  $\mu\text{g m}^{-3}$ ),  $IR(t)$  es la frecuencia respiratoria (en  $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$ ), y  $\Delta t$  indica el tiempo que las personas están expuestas al contaminante durante un viaje (en h).

Las dosis de inhalación de BC se calcularon para los dos grupos distintos de esta investigación. El  $\Delta t$  fue el tiempo (h) empleado por los peatones que esperaban en fila para cruzar el SYPOE en dirección norte. El segundo grupo, el de los trabajadores, se basó en los resultados de la encuesta realizada. Cabe señalar que existen múltiples factores que pueden influir en la IR, como la edad, el nivel de actividad y el sexo, entre otros. En este estudio, se utilizaron dos valores de IR (publicados por la Agencia de Protección Medioambiental de EUA, EPA): a)  $0,51 \text{ m}^3 \text{h}^{-1}$  para un adulto medio que realiza actividades ligeras (caminar, por ejemplo), y b)  $0,78 \text{ m}^3 \text{h}^{-1}$  para trabajadores que realizan actividades esenciales al aire libre relacionadas con sus ingresos (EPA, 2011). La dosis para los peatones se calculó para un periodo correspondiente al percentil 95 del tiempo de espera estacional de los peatones entre las 4:00 y las 9:00 horas, intervalos en los que la gente va a trabajar y que se observan en la variación diurna. La dosis de inhalación para los trabajadores se calculó individualmente hora por hora durante el horario laboral.

### 3.4. Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando Statistical Package for Social Sciences (SPSS), versión 24. Las concentraciones de  $\text{PM}_{2.5}$  y BC se analizaron mediante análisis estadístico no paramétrico. Las estadísticas resumidas se basaron en concentraciones promedio diarias y de 1 hora de  $\text{PM}_{2.5}$  y BC, respectivamente. Para estos cálculos se reportaron los tiempos de espera vehicular, temperatura, humedad relativa (HR) y velocidad del viento utilizando los mismos periodos que los contaminantes.

Las concentraciones de  $\text{PM}_{2.5}$  se compararon entre sitios utilizando la prueba de Kruskal-Wallis. Se utilizaron pruebas de Mann-Whitney por pares para comparar las concentraciones de BC entre estaciones y días de semana (lunes a jueves) versus fines de semana (viernes a domingo).

---

Posteriormente, se determinaron las correlaciones de la concentración de contaminantes con los datos meteorológicos (temperatura, HR, velocidad del viento y lluvia) y el tiempo de espera vehicular mediante un análisis de rango de Spearman. También se determinaron las correlaciones entre las concentraciones de BC y las velocidades del viento (para velocidades de viento bajas y otras) (Quintana et al., 2014). Para todos los análisis, los valores con  $p < 0.05$  se consideraron significativos.

---

# **CAPÍTULO 4**

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

---

## 4.1. Resultados de la encuesta

La encuesta se aplicó a cincuenta trabajadores con una tasa de cumplimentación del 100%, y los resultados se presentan en la Tabla 5. El 76% de los encuestados declararon empezar su turno de trabajo entre las 7:00 y las 10:00 horas, y el 64% lo terminaron entre las 19:00 y las 21:00 horas. Los encuestados declararon tener entre 15 y 65 años (mediana de 36 años); el intervalo de su jornada laboral era de 7 a 14 horas (mediana de 10 horas), y el tiempo que llevaban trabajando en ese empleo oscilaba entre 1 mes a 50 años (mediana de 7 años).

**Tabla 5.** Estadísticos descriptivos de las encuestas aplicadas a los trabajadores fronterizos.

Parámetro	Edad (años)	Número de días trabajados	Horas trabajadas	Número de años en el trabajo
Media	38	6	10	12
Mediana	36	6	10	7
Q1	25.2	6	9	2
Q3	50	6	12	19
Máximo	65	7	14	50
N	50	50	50	50

## 4.2. Comportamiento del Material Particulado Fino (PM<sub>2.5</sub>)

Las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> en M3 fueron superiores a M2 en un 30 % y un 10 % en invierno y otoño, respectivamente, pero fueron estadísticamente diferentes ( $p < 0.05$ ). Las concentraciones en M2 son probablemente el resultado de las emisiones del transporte local. En Tijuana, alrededor del 80% de los vehículos particulares que circulan son importados de Estados Unidos y alrededor del 65% son modelos del año 2000 en adelante (INECC y SEMARNAT, 2011). Los vehículos más antiguos tienden a aumentar las emisiones de PM<sub>2.5</sub> (Zavala et al. 2013); por lo tanto, es probable que los residentes locales estén expuestos a este aumento de emisiones.

La Tabla 6 muestra las estadísticas descriptivas de PM<sub>2.5</sub>, incluidos los cuartiles primero (Q1) y tercero (Q3) para los sitios y temporadas incluidos en el estudio. Los datos del sitio de referencia de EUA (M1) y el sitio de referencia de México (M2) se compararon con SYPOE (M3). Las medianas de las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> medidas en M3 fueron el doble de las de M1 en otoño e invierno, y no presentaron diferencias en verano ( $p > 0.05$ ).

**Tabla 6.** Estadísticos descriptivos de las concentraciones promedio 24-h de PM<sub>2.5</sub> en los sitios M1, M2 y M3 durante las diferentes temporadas.

Temporada	Parámetro (PM <sub>2.5</sub> µg m <sup>-3</sup> )	Sitio		
		M1 (Ref EUA)	M2 (Ref MX)	M3 (SYPOE)
Verano 2018	Media	10.8	14.7	13.6
	Mediana	9.8	14.4	12.6
	Q1	8.0	10.2	11.6
	Q3	12.6	17.3	14.2
	Rango	5.4-17.7	6.0-24.0	8.9-27.2
	n	14	12	14
Otoño 2018	Media	11.8	21.5	28.7
	Mediana	10.7	18.5*	27.2*
	Q1	8.6	17.6	22.9
	Q3	13.4	24.5	36.6
	Rango	4.7-23.1	7.5-45.8	13.5-41.5
	N	14	14	14
Invierno 2018	Media	13.2	21.9	28.2
	Mediana	10.3	21.0*	23.4*
	Q1	8.1	18.7	17.7
	Q3	20.0	24.6	30.1
	Rango	4.9-23.8	8.3-41.9	14.4-77.5
	N	14	13	14
Campaña completa	Media	11.9	19.5	23.5
	Mediana	10.3**	18.2**	19.5**
	Q1	8.2	13.0	14.1
	Q3	15.0	24.2	28.9
	Rango	4.7-23.8	6.0-45.8	8.9-77.5
	N	42	39	42

\*Los sitios M2 y M3 son significativamente mayores que M1 (p<0.05)

\*\*Kruskal-Wallis M3=M2>M1

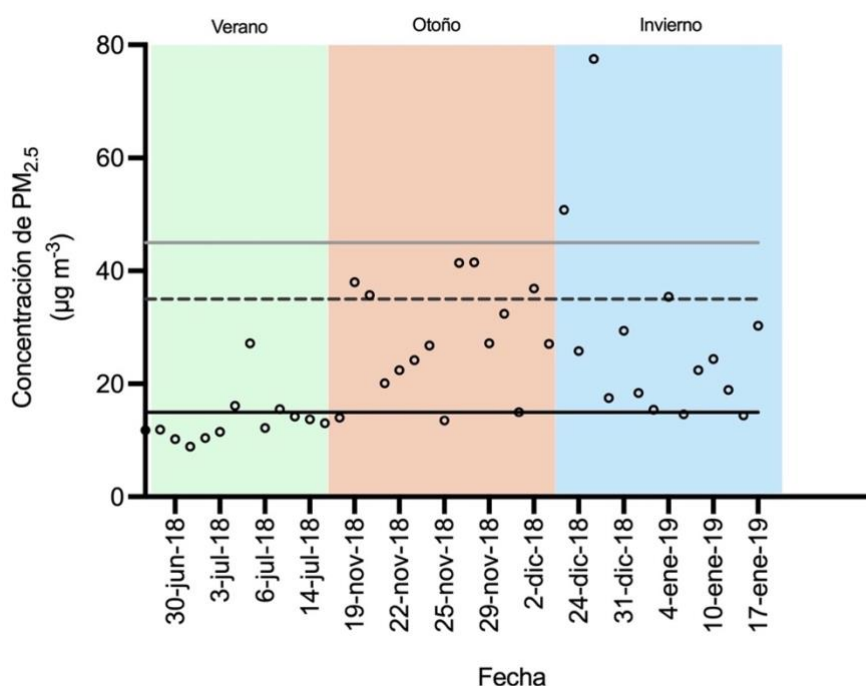
Ref EUA: Sitio de referencia en Estados Unidos; Ref Mex: Sitio de referencia en México

La mediana de concentración diaria de PM<sub>2.5</sub> en M3 para toda la campaña fue de 19.4 µg m<sup>-3</sup> y es comparable al valor de 15 µg m<sup>-3</sup> determinado por Galaviz et al. (2014) cerca del SYPOE en 2010. Estos datos también son comparables a los determinados por un estudio en las ciudades fronterizas de Nogales, México y Nogales, Arizona. En ese estudio, las medianas de las concentraciones 24 h de PM<sub>2.5</sub> de los dos sitios en el lado mexicano fueron 17.92 y 11.67 µg m<sup>-3</sup> y para los dos sitios en el lado estadounidense fueron de 7.23 y 12.05 µg m<sup>-3</sup> (Smith et al., 2001).

La Figura 8 muestra la serie de tiempo de las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> promedio 24 h colectadas en M3. Estas concentraciones superaron el límite máximo permisible promedio 24 h (15 µg m<sup>-3</sup>) establecida por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2021) en un 21% (3/14) en verano, 86% (12/14) en otoño y 86% (12/14) en invierno. De manera similar, el Estándar Nacional de Calidad del Aire Ambiental (NAAQS, por sus siglas en inglés) de EUA de PM<sub>2.5</sub> promedio 24 h (35 µg m<sup>-3</sup>) (US EPA, 2016) se superó el 12% (5/14) en otoño y el 7% (3/14) en invierno. En contraste, el estándar promedio 24 h (45 µg m<sup>-3</sup>) establecido por la NOM-025-SSA1-2014 en México (Secretaría de Salud, 2014) se superó solo en un 5% (2/14) durante el invierno.

En el verano de 2018, el valor máximo de  $PM_{2.5}$  fue de  $27.2 \mu g m^{-3}$  registrado el 5 de julio de 2018, luego de las celebraciones del día de la Independencia de EUA. En su estudio, Seidel y Birnbaum (2015) registraron aumentos de  $5 \mu g m^{-3}$  de  $PM_{2.5}$  asociados con las celebraciones del día de la Independencia en varias ciudades de los EUA durante el 4 de julio (noche) y el 5 de julio (mañana).

Concentraciones máximas de  $41.4 \mu g m^{-3}$  y  $41.5 \mu g m^{-3}$  se observaron en M3 el 26 y 27 de noviembre de 2018, respectivamente, lo que coincidió con la llegada de una caravana migrante proveniente de Honduras. Durante este periodo, se incrementaron las emisiones de los vehículos y helicópteros que patrullaban la zona. De manera similar, la concentración máxima de  $PM_{2.5}$  medida en invierno fue de  $77.5 \mu g m^{-3}$ , registrada el 25 de diciembre de 2018. Este máximo probablemente es debido a las celebraciones navideñas, que generalmente incluyen fuegos artificiales. Lin et al. (2016) encontraron que el uso de fuegos artificiales aumenta el  $PM_{2.5}$  ambiental.



**Figura 8.** Serie de tiempo promedio 24-h de  $PM_{2.5}$  en M3 durante verano (verde), otoño (naranja) e invierno (azul) 2018 comparado con los límites: línea negra (OMS,  $15 \mu g m^{-3}$ ), línea punteada (NAAQS,  $35 \mu g m^{-3}$ ); línea gris (NOM-025-SSA1-2014,  $45 \mu g m^{-3}$ ).

Jansen et al. (2015) demostraron que concentraciones  $> 20 \mu g m^{-3}$  de  $PM_{2.5}$  exacerbaban los síntomas de asma y aumentan el riesgo asociado con el cáncer de pulmón, de la mortalidad en un 6% y las enfermedades cardiovasculares en un 8%. Otros resultados sugieren que los pacientes

asmáticos experimentan una mayor oxidación de los fluidos plasmáticos debido a la exposición a  $PM_{2.5}$  y un aumento de ROS generado por los neutrófilos (Sierra-Vargas, 2009). En este estudio, el 59% de todas las muestras (25/42) estuvieron por encima de  $20 \mu\text{g m}^{-3}$ ; por lo tanto, las concentraciones reportadas en este estudio podrían exacerbar los problemas de salud de la población asmática local.

Las concentraciones de  $PM_{2.5}$  fueron mayores durante los días de semana en comparación con los fines de semana (Figura 9). Sin embargo, el análisis de Mann-Whitney mostró que no hay diferencias significativas entre los datos de los días de semana y fines de semana ( $p > 0.05$ ), lo cual podría deberse a la cantidad limitada de muestras.

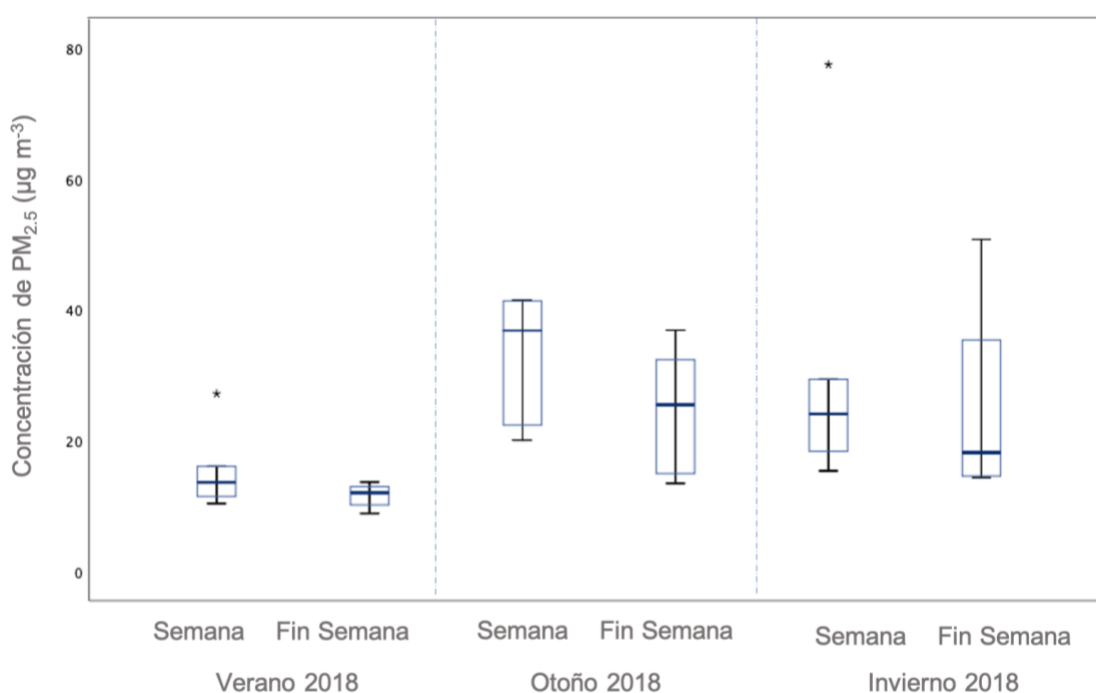


Figura 9. Gráfico de caja y bigotes de la variación estacional de  $PM_{2.5}$  ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) entre semana y fin de semana SYPOE.

#### 4.2.1. Efecto de las condiciones meteorológicas en las concentraciones de $PM_{2.5}$

Se ha descrito que las condiciones meteorológicas como la intensidad y dirección del viento, la temperatura, y humedad, influyen en las concentraciones de contaminantes en el aire. En este estudio, se registró una dirección de viento predominantemente suroeste a noreste en verano (Anexo 6. Rosas de viento). En otoño, el patrón observado es una dirección predominante del viento del oeste (desde SYPOE hacia M3) y en invierno muestra una dirección predominante de noreste a suroeste (Gobierno del Estado de Baja California, 2011).

Se determinó una correlación negativa ( $p < 0.05$ ) entre la temperatura y las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> para el otoño, como se muestra en la Tabla 7; no se encontró correlación para la temporada de invierno. Además, las velocidades del viento medias en verano fueron entre un 11% y un 37% superiores a las de otoño e invierno, respectivamente, favoreciendo la dispersión de los contaminantes.

**Tabla 7.** Correlación de Spearman entre las concentraciones promedio 24-h de PM<sub>2.5</sub> y las condiciones meteorológicas durante el estudio.

Parámetros	Verano 2018	Otoño 2018	Invierno 2018
Temperatura (°C)	<b>-0.69*</b>	<b>-0.61*</b>	0.17
%HR	<b>0.77*</b>	-0.25	0.24
Presión barométrica (mmHg)	-0.23	-0.07	-0.15
Precipitación (mm)	-	-0.17	-0.17
Velocidad del viento (m s <sup>-1</sup> )	-0.20	<b>-0.55*</b>	-0.36

\*  $p < 0.05$ .

También se encontró una correlación negativa entre la concentración diaria de PM<sub>2.5</sub> y la velocidad del viento ( $\rho = -0.55$ ,  $p < 0.05$ ) en otoño de 2018. En un estudio realizado en 2010, Quintana et al. (2014) midieron concentraciones medianas de PM<sub>2.5</sub> cerca del SYPOE de 30.2 (febrero-marzo), 19.2 (abril-junio) y 4.2  $\mu\text{g m}^{-3}$  (noviembre). Ese estudio determinó que las concentraciones de contaminación eran más altas durante velocidades de viento más bajas o cuando el viento soplaba desde el SYPOE hacia el punto de muestreo.

### 4.3. Comportamiento de Carbono Negro (BC)

Este estudio analizó la variabilidad estacional de la concentración de BC y su posible relación con las actividades antropogénicas. La Tabla 8 muestra las estadísticas descriptivas por temporada para BC. Los resultados muestran que el otoño e invierno de 2018 registraron concentraciones más altas que primavera y verano de 2018. Asimismo, la medias de las concentraciones de BC en otoño e invierno de 2017 fueron 1.2 y 2 veces mayores que las registradas en 2018, respectivamente. Se registraron precipitaciones menores en otoño/invierno de 2017 (0.04/0.02 mm) con respecto a 2018 (57.3/43.8 mm), pudiendo esto explicar estas diferencias.

Las concentraciones promedio de BC entre semana y los fines de semana fueron comparados (Tabla 8). Las concentraciones más altas de BC entre semana fueron significativamente más altas ( $p < 0.05$ ) entre 0.4 – 0.7  $\mu\text{g m}^{-3}$  que las de los fines de semana en otoño/invierno de 2017. Estos

resultados resaltan la influencia de las actividades antropogénicas relacionadas al trabajo y a la escuela.

**Tabla 8.** Estadísticos descriptivos de las concentraciones promedio 1-h de BC en toda la campaña, durante los días de semana y los fines de semana para cada estación estudiada.

Periodo	BC ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Otoño 2017	Invierno 2017	Primavera 2018	Verano 2018	Otoño 2018	Invierno 2018
<b>Toda la campaña</b>	Media	3.7	5.7	0.6	0.7	5.6	5.3
	Mediana	2.1*	3.8*	0.4	0.4	1.3*	1.9
	Q1	1.1	1.8	0.2	0.3	0.1	0.8
	Q3	4.1	7.4	0.6	0.7	3.9	4.4
	Máximo	77.7	42.0	6.2	7.5	82.4	148.9
	N	409	362	336	365	337	361
<b>Semana</b>	Media	2.2	6.2	0.4	0.7	5.9	6.1
	Mediana	2.3**	3.9**	0.3	0.4	1.5	1.8
	Q1	1.1	2.0	0.2	0.3	0.4	0.8
	Q3	4.3	7.7	0.5	0.8	4.8	4.4
	Máximo	77.7	42	4.0	7.5	82.4	148.9
	N	313	250	240	271	217	281
<b>Fin de semana</b>	Media	1.8	4.7	0.5	0.5	6.2	2.8
	Mediana	1.6	3.5	0.6	0.4	1.4	1.9
	Q1	1.1	1.3	0.3	0.3	0.3	0.8
	Q3	3.1	6.2	0.8	0.6	4.2	3.7
	Máximo	15.5	39.2	6.2	1.6	67.3	16.3
	N	159	112	96	95	96	80

\* Significativamente mayor que primavera y verano 2018  $p < 0.05$ .

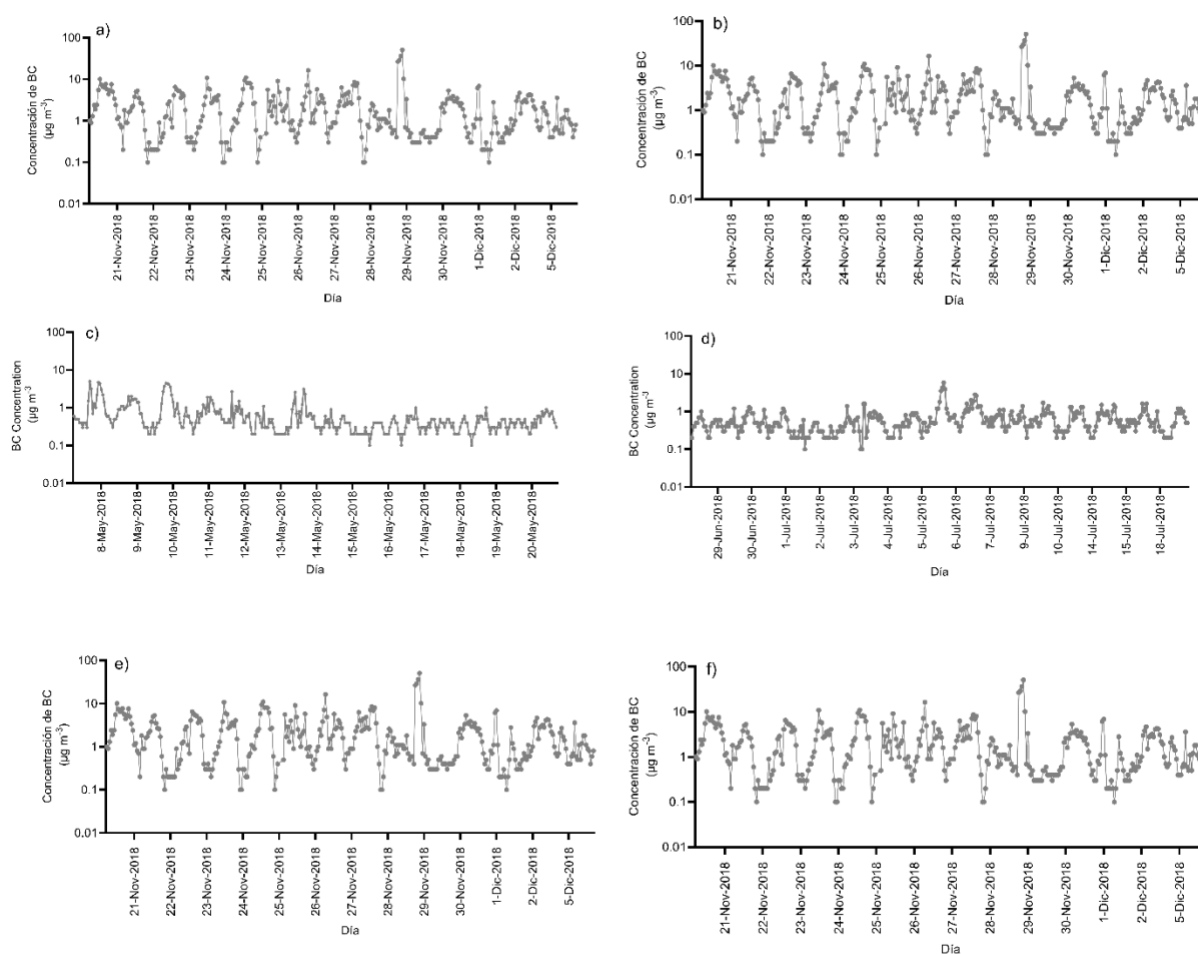
\*\* Significativamente mayor que los fines de semana  $p < 0.05$ .

La Figura 10 muestra la serie de tiempo de las concentraciones de BC promedio 1 hora durante toda la campaña. En otoño de 2017 (24 de noviembre de 2017), el valor máximo de  $36.0 \mu\text{g m}^{-3}$  coincidió con el "Black Friday", un día de venta popular en los EUA que provocó un aumento del tráfico de México a San Ysidro. Otras fuentes comunes de BC son las quemas clandestinas a cielo abierto en el lado mexicano, que aumentan las concentraciones locales durante las estaciones de otoño e invierno. Las concentraciones máximas de BC en el invierno 2017 fueron de  $26.4 \mu\text{g m}^{-3}$  (24 de diciembre de 2017) y  $29.0 \mu\text{g m}^{-3}$  (1 de enero de 2018). Ambas fechas coinciden con las festividades de navidad y año nuevo y es probable que sean el resultado combinado de fuegos artificiales, hogueras y fogatas clandestinas. En un estudio realizado en EUA-México, Takahama et al. (2014) encontraron picos de altas concentraciones de BC y los autores sugirieron eran debido a actividades de quema clandestina o fogatas.

En cuanto a primavera y verano, la serie de tiempo de las concentraciones promedio 1-h de BC durante la primavera de 2018 mostró un máximo de  $5 \mu\text{g m}^{-3}$  a las 1:00 horas del 8 de mayo, correspondiente a un periodo de velocidades de viento  $< 0.5 \text{ m s}^{-1}$ . Estas concentraciones podrían disminuir la dispersión de contaminantes resultando en un incremento en su concentración. En

verano, se observó un máximo de  $5.8 \mu\text{g m}^{-3}$  a las 7:00 horas del 6 de julio; los datos meteorológicos mostraron un cambio en la dirección del viento ese día de 3:00 am a 9:00 am. Este período de concentraciones más altas podría deberse a una posible fuente de emisión cerca de este sitio de muestreo. Lo anterior se aborda de manera detallada en la sección 4.3.1-

La concentración promedio de BC en el SYPOE fue de  $2.3 \mu\text{g m}^{-3}$ , que es comparable con lo reportado por Quintana et al. (2018) para el mismo sitio con un valor promedio de  $2.8 \mu\text{g m}^{-3}$ . Sin embargo, es más alto que los valores reportados por Galaviz et al. (2014) de  $7 \mu\text{g m}^{-3}$  para sitios cercanos al SYPOE. Estas diferencias también podrían deberse a la diferencia en los períodos de muestreo. En 2013, se publicó un estudio para la evaluación de BC en Otay Mesa en el que se encontró un valor promedio de  $0.8 \mu\text{g m}^{-3}$  (Shores et al., 2013). Esta diferencia puede estar relacionada con el número y tipo de automóviles en cada uno de los diferentes puertos terrestres de entrada a los EUA.



**Figura 10.** Serie de tiempo de la concentración promedio por hora de BC en el SYPOE durante a) otoño de 2017, b) invierno de 2017, c) primavera de 2018, d) verano de 2018, e) otoño de 2018 e f) invierno de 2018.

---

### 4.3.1. Efecto de las condiciones meteorológicas en las concentraciones de BC

Se calcularon las correlaciones de Spearman entre las concentraciones de BC promedio 1 hora y las condiciones meteorológicas (temperatura, HR, presión barométrica, precipitación y velocidad del viento) y se incluyen en la Tabla 9. Se determinó una correlación negativa moderada entre las concentraciones de BC y la temperatura en el invierno de 2017 ( $\rho = -0.65$ ,  $p < 0.05$ ). Otro estudio reportó anteriormente una relación negativa entre la temperatura y las concentraciones de BC (Tiwari et al., 2013).

**Tabla 9.** Correlaciones de Spearman entre las concentraciones promedio 1 h de BC y las condiciones meteorológicas durante el estudio.

Parámetro	Otoño 2017	Invierno 2017	Primavera 2018	Verano 2018	Otoño 2018	Invierno 2018
Temperatura (°C)	-0.37*	-0.65*	-0.39*	0.04	-0.25*	-0.51*
%HR	0.10	0.16	0.35*	0.25*	-0.02	0.16
Presión barométrica (mmHg)	-0.09	0.33	-0.25*	-0.23*	0.56	-0.33
Precipitación (mm)	-	-	-	-	-0.37*	-0.03
Velocidad del viento ( $m s^{-1}$ )	-0.46*	-0.54*	-0.21*	-0.23*	-0.56*	-0.34*

\*p-valor < 0.05.

Se determinó una correlación negativa moderada ( $p < 0.05$ ) para las velocidades del viento y la concentración de BC durante otoño de 2017 ( $\rho = -0.51$ ), invierno de 2017 ( $\rho = -0.54$ ), otoño de 2018 ( $\rho = -0.56$ ) e invierno de 2018 ( $\rho = -0.59$ ). La Tabla 10 muestra concentraciones de BC 1.5 veces más altas durante períodos de baja velocidad del viento ( $< 5 m s^{-1}$ ) en comparación con velocidades más altas del viento ( $> 5 m s^{-1}$ ) para otoño de 2017, verano de 2018, otoño de 2018 e invierno de 2018. Velocidades de viento bajas disminuyen la dispersión, lo cual conduce a un aumento de las concentraciones de BC. Saha y Despiou (2009) y Quintana et al. (2014) reportaron anteriormente que las concentraciones promedio de BC por hora eran más altas con velocidades de viento más bajas.

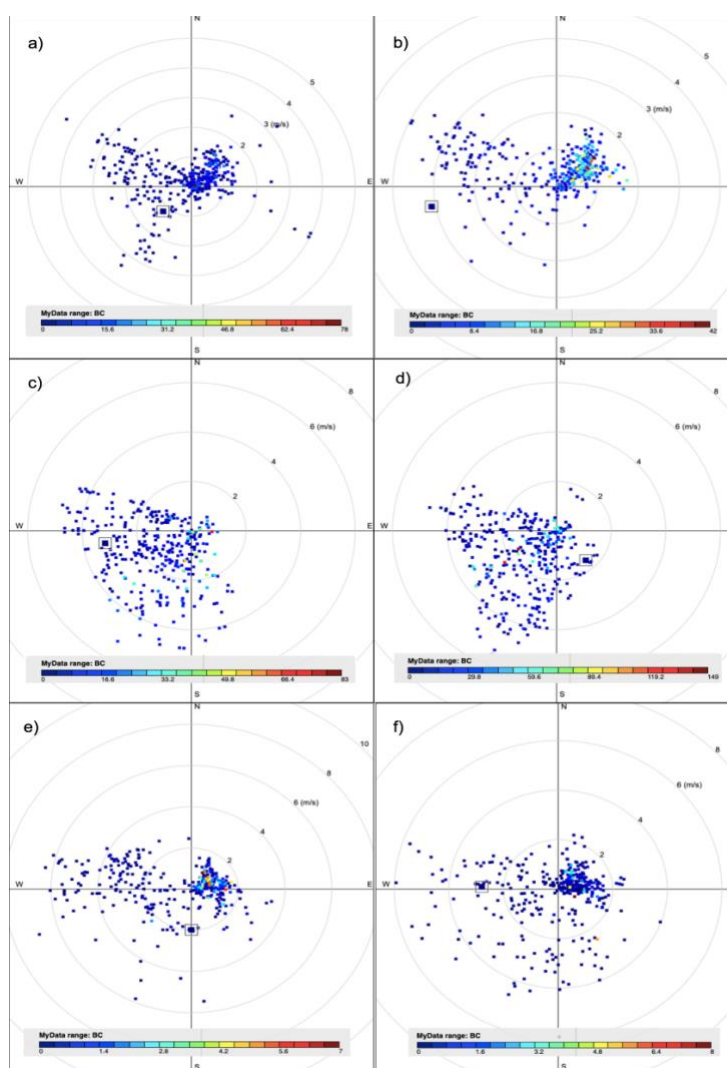
También se investigó el impacto de la dirección del viento en las concentraciones de BC. Las rosas de contaminación (Figura 11) muestran el transporte de contaminantes del suroeste (Tijuana) al noreste (San Ysidro) en primavera y verano. Este comportamiento fue reportado previamente por Shores et al. (2013) y Bei et al. (2013). El transporte de contaminantes en otoño e invierno (2017 y 2018) fue de noreste a suroeste. De manera similar, las contribuciones de los vientos en dirección oeste indican impactos tanto del área urbana como del SYPOE. La influencia

de la dirección noreste a sureste indica el transporte de contaminantes desde SYPOE hacia Tijuana. Debido a la variedad de direcciones de viento involucradas en esta zona, cualquier estrategia para reducir los contaminantes en el cruce fronterizo debe considerar el transporte asociado de contaminantes.

**Tabla 10.** Estadísticos descriptivos de las concentraciones promedio de BC por hora durante vientos bajos y otras velocidades del viento en las diferentes estaciones estudiadas.

Concentración de BC ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )		Otoño 2017	Invierno 2017	Primavera 2018	Verano 2018	Otoño 2018	Invierno 2018
<b>Baja velocidad de viento</b>	Media	5.0	5.3	0.3	1.1	8.6	5.8
	Mediana	3.2*	4.0	0.4	0.8*	3.2*	2.6*
	Q1	1.8	2.8	0.3	0.5	1.8	1.4
	Q3	6.0	6.4	0.9	1.5	12.6	5.0
	Máximo	77.7	27.4	4.0	3.6	45.6	94.8
	N	141	81	33	47	38	60
<b>Otra velocidad de viento</b>	Media	3.0	5.8	0.6	0.6	5.5	5.2
	Mediana	1.5	3.6	0.4	0.4	1.4	1.7
	Q1	0.9	1.6	0.2	0.3	0.3	0.7
	Q3	3.2	7.8	0.6	0.6	4.0	4.0
	Máximo	21.1	42.0	6.2	7.5	82.4	148.9
	N	268	281	303	318	299	301

\* Significativamente mayor que otra velocidad de viento ( $>0.5 \text{ m s}^{-1}$ )  $p < 0.05$ .



**Figura 11.** Rosas de contaminación de BC durante: a) otoño de 2017, b) invierno de 2017, c) primavera de 2018, d) verano de 2018, e) otoño de 2018 y f) invierno de 2018.

### 4.3.2. Comportamiento diurno

El comportamiento diurno de la concentración media de BC se presenta en la Figura 12. Los resultados muestran un aumento de las concentraciones de BC en la mañana (4:00 a.m. a 9:00 a.m.), lo que refleja el inicio de actividades antropogénicas, como transportarse a los centros de trabajo. Se observó un aumento adicional alrededor de las 6:00 p.m., coincidiendo con los patrones de tráfico vespertino. Se han informado patrones diurnos diarios similares de altas concentraciones en diferentes áreas urbanas como Guadalajara y Ciudad de México, México, y Seúl y Kwangju, Corea, en donde estas ciudades presentaron altas concentraciones en un horario de 5:00-7:00 a.m. a 9:00 a.m. (Eidels-Dubovoi, 2002; Park et al., 2002; Saha y Despiiau 2009; Limon-Sanchez et al., 2011; Liu et al., 2019; Liñán Abanto et al., 2020). En el presente estudio, estas actividades comienzan más

temprano (4:00 a.m.) porque las personas que trabajan o estudian en los EUA y viven en Tijuana también deben cruzar la frontera más temprano por los tiempos de espera, lo cual incrementa su tiempo de viaje (Rocha y Orraca, 2018).

Resultados del análisis comparando los datos de entre semana y fines de semana se muestran en la Tabla 11. El análisis de Mann-Whitney para otoño e invierno de 2017 no encontró diferencias significativas ( $p > 0.05$ ). Por otro lado, se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para todas las estaciones en 2018. En primavera, verano y otoño se muestran mayores concentraciones entre semana comparadas con las del fin de semana. Estos resultados son evidencia de la influencia de las actividades antropogénicas como el transporte laboral y escolar.

**Tabla 11.** Estadísticos descriptivos de las concentraciones promedio de BC por hora durante la semana y el fin de semana en las diferentes estaciones del año en el sitio de muestreo.

Periodo	BC ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Otoño 2017	Invierno 2017	Primavera 2018	Verano 2018	Otoño 2018	Invierno 2018
Semana	Media	3.5	5.3	0.8	0.6	3	2.4
	Mediana	2.2	3.7	0.5 <sup>a</sup>	0.5 <sup>a</sup>	1.5 <sup>a</sup>	1.2 <sup>b</sup>
	Q1	1.2	1.7	0.3	0.3	0.7	0.4
	Q3	4.3	7.1	0.8	0.7	3	3
	Rango	0.1- 21.0	0.1- 29.0	0.1- 5.0	0.1- 1.7	0.1- 51.0	0.1- 16.8
	N	250	217	193	194	193	217
Fin de semana	Media	3.6	4.4	0.5	0.7	2	3
	Mediana	2.2	3.5	0.4	0.5	0.8	2.3
	Q1	1.2	1.6	0.3	0.4	0.4	0.9
	Q3	5.1	6.2	0.6	0.9	2.9	3.9
	Rango	0.2- 36.0	0.1- 26.4	0.1- 2.7	0.2- 5.8	0.0- 11.0	0.0- 16.3
	N	159	145	144	171	144	144

<sup>a</sup> Significativamente mayores entre semana en comparación con fin de semana, valores  $p < 0.05$ .

<sup>b</sup> Significativamente mayores en fin semana en comparación con entre semana, valores  $p < 0.05$ .

En cuanto al invierno de 2018, se encontraron concentraciones más altas los fines de semana en comparación con los días de semana; esto podría deberse al aumento de las actividades relacionadas con las festividades navideñas.

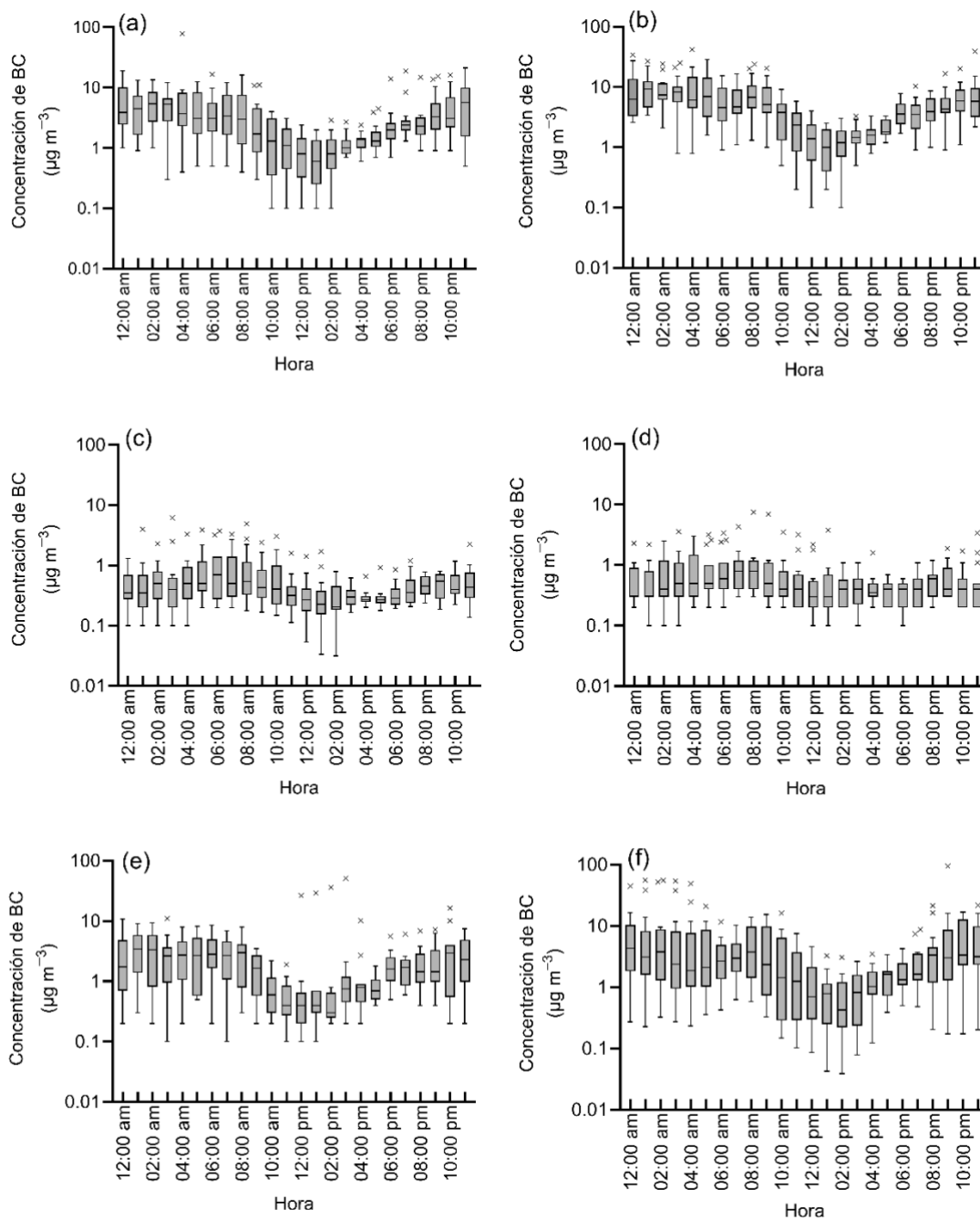


Figura 12. Variación de BC a lo largo del transcurso del día en la Garita de San Ysidro; a) Otoño, b) invierno, c) primavera, d) verano, e) Otoño 2018, f) invierno 2018-2019.

#### 4.4. Correlación de PM<sub>2.5</sub> con BC

Se encontró que BC y PM<sub>2.5</sub> tenían una correlación moderadamente positiva ( $p < 0.05$ ) para verano ( $\rho = 0.69$ ), otoño ( $\rho = 0.52$ ) e invierno ( $\rho = 0.59$ ), lo que indica que es probable que provengan

de fuentes similares (US EPA, 2012). Este resultado concuerda con los informes de otros sitios urbanos (Tiwari et al., 2013; Peralta et al., 2019).

Las proporciones diarias de BC/PM<sub>2.5</sub> se calcularon y se presentan en la Tabla 12. La media de BC/PM<sub>2.5</sub> para el invierno fue de 0.1, que está asociada con fuentes de motores a gasolina. La proporción más alta de BC/PM<sub>2.5</sub> para el invierno fue de 0.71, que está asociada con fuentes de motores a diésel. Las variaciones de esta relación pueden deberse a la velocidad, la carga de peso y las condiciones de conducción. Las relaciones de BC/PM<sub>2.5</sub> calculadas en este estudio oscilan entre 0.01 y 0.71. Gaitán et al. (2016) informaron relaciones BC/PM<sub>2.5</sub> que oscilan entre 0.02 y 0.10, asociadas con las emisiones de vehículos a gasolina en Monterrey, México. Mientras tanto, Liu et al. (2016) reportaron relaciones BC/PM<sub>2.5</sub> que oscilan entre 0.02 y 0.27 en Beijing, China, también vinculadas a emisiones de tráfico. En este estudio, las emisiones incluyen las de fuentes significantes de diésel, a diferencia de esos otros estudios.

**Tabla 12.** Proporciones de BC/PM<sub>2.5</sub>.

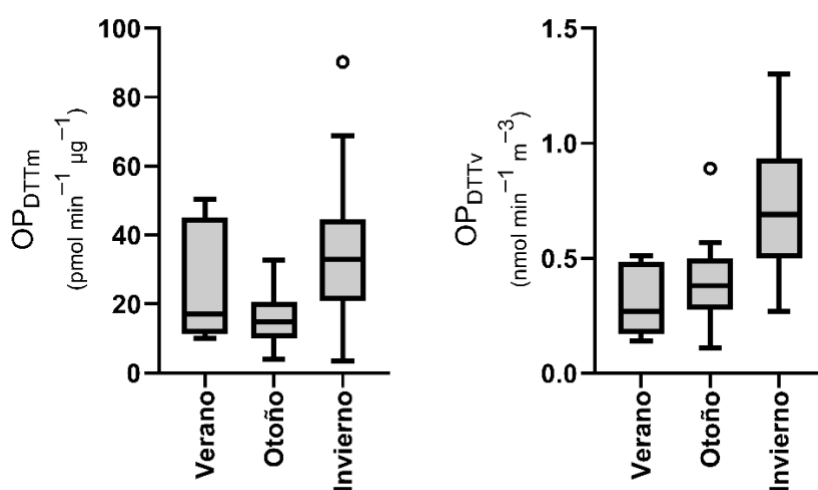
Verano 2018	Otoño 2018	Invierno 2018
0.03	0.29	0.10
0.04	0.53	0.71
0.05	0.21	0.18
0.03	0.17	0.06
0.03	0.68	0.54
0.04	0.21	0.07
0.01	0.05	0.16
0.04	0.51	0.14
0.08	0.01	0.12
0.04	0.06	0.18
0.06	0.04	0.16
0.17	0.05	0.12
0.04	0.29	0.08
0.03	0.53	0.02

#### 4.5. Comportamiento de potencial oxidativo

El potencial oxidativo de las partículas finas se ha utilizado como un indicador entre la contaminación del aire y sus efectos sobre la salud. Este parámetro refleja la capacidad de las partículas para inducir estrés oxidativo en el organismo, un proceso relacionado con enfermedades respiratorias y cardiovasculares. El potencial oxidativo asociado con PM<sub>2.5</sub> medido durante toda la campaña de muestreo se muestra en la Figura 13. La media de OP<sup>DTT</sup><sub>m</sub> en verano, otoño e invierno fueron 12.7, 11.7 y 18.5 pmol min<sup>-1</sup> µg<sup>-1</sup>, respectivamente. La media de OP<sup>DTT</sup><sub>v</sub> en verano, otoño e invierno fueron 0.2, 0.3 y 0.6 nmol min<sup>-1</sup> m<sup>-3</sup>, respectivamente. Gao et al. (2020) también reportaron

$OP^{DTT}_m$  y  $OP^{DTT}_v$  más altos en las estaciones más frías. Shirmahammiddi et al. (2016) informaron una  $OP^{DTT}_m$  de 40-90 % ( $OP^{DTT}_v$  de 20-40 %) más alta en los meses más fríos en comparación con los meses cálidos en muestras recolectadas en Los Ángeles, EUA

Abrams et al. (2017) propusieron el  $OP^{DTT}_v$  como indicador de la toxicidad de la contaminación del aire, reportando una relación entre el  $OP^{DTT}_v$  y las visitas a urgencias cardiorrespiratorias. Delfino et al. (2013) encontraron aumentos de 8.7 a 9.9% en el óxido nítrico exhalado (un biomarcador de inflamación de las vías respiratorias) asociado a un rango intercuartílico de  $OP^{DTT}_v$  de  $0.43 \text{ nmol min}^{-1} \text{ m}^{-3}$ , en niños de 9 a 18 años. En este estudio, se encontraron valores de  $OP^{DTT}_v > 0.43 \text{ nmol min}^{-1} \text{ m}^{-3}$  en el 77 % de los días de muestreo de invierno. Lo que sugiere que la probabilidad de complicaciones por enfermedades respiratorias es mayor durante esta temporada.



**Figura 13.** Potencial oxidativo ( $OP^{DTT}$ ) asociado a  $PM_{2.5}$  durante las diferentes estaciones del año en el sitio de muestreo.

Por otro lado, el  $OP^{DTT}$  para verano y otoño no mostró diferencias significativas ( $p > 0.05$ ).  $OP^{DTT}$  en otoño se correlacionó positivamente con el tiempo de espera de los vehículos para cruzar el SYPOE ( $\rho = 0.673$ ,  $p < 0.05$ ). Estos resultados concuerdan con estudios previos que encontraron el  $OP^{DTT}$  más alto en muestras de aire con mayor proximidad a las carreteras (Fang et al., 2016; Shirmohammadi et al., 2017).

Por otro lado, el  $OP^{DTT}$  para verano y otoño no fueron significativamente diferentes ( $p > 0.05$ ).  $OP^{DTT}$  en otoño se correlacionó positivamente con el tiempo de espera de los vehículos que cruzan

el SYPOE ( $\rho = 0,673$ ,  $p < 0.05$ ). Cho et al. (2005) reportaron mayor  $OP^{DTT}$  en áreas cercanas al tráfico. Como el sitio M3 se ubicó a 200 m de SYPOE, es posible que la cercanía de este tráfico y los largos tiempo de la espera incrementaran la exposición de la población.

Los valores de  $OP^{DTT}$  determinados en este estudio son comparables a los encontrados en Los Ángeles, EUA ( $15-54 \text{ pmol min}^{-1} \mu\text{g}^{-1}$ ), Fresno, EUA ( $27-61 \text{ pmol min}^{-1} \mu\text{g}^{-1}$ ) y Ciudad de México, México ( $15-40 \text{ pmol min}^{-1} \mu\text{g}^{-1}$ ) (Shirmohammadi et al., 2017; Charrier y Anastacio 2012; De Vizcaya-Ruiz et al., 2006). Los valores comparables de  $OP^{DTT}$  en estas ciudades sugieren que la exposición a estas partículas podría tener efectos similares en la salud de la población de estos sitios.

#### 4.6. Dosis de inhalación de BC

La **Tabla 13** muestra la mediana de las concentraciones de BC promedio de **24-h** para todas las estaciones incluidas en este estudio. La mediana diaria más alta se registró en invierno de 2017.

**Tabla 13.** Estadísticos descriptivos de las concentraciones de BC promedio 24 h durante las diferentes estaciones.

Parámetro ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Otoño 2017	Invierno 2017	Primavera 2018	Verano 2018	Otoño 2018	Invierno 2018
Media	3.7	5.7	0.9	0.7	7.1	5.4
Mediana	3.0	5.1	0.5	0.5	4.2	3.9
Q1	1.9	3.8	0.3	0.4	2.0	1.5
Q3	4.7	6.6	0.9	0.8	10.5	5.1
Máximo	9.4	13.2	0.5	2.3	21.2	18.3
N	17	15	14	15	11	15

Madrigano et al. (2010) informaron que la exposición humana a una concentración ambiental de BC de  $1.77 \mu\text{g m}^{-3}$  en un período de 24 h se asoció con inflamación y disminución de la función endotelial. Jansen et al. (2015) reportaron aumentos del 11.2 % en la fracción de óxido nítrico exhalado para niños asmáticos para concentraciones de BC de  $3 \mu\text{g m}^{-3}$  en un periodo de 24 h. Los aumentos en el óxido nítrico fraccionario exhalado por niños asmáticos también empeoraron los efectos respiratorios. Los niveles de BC en otoño e invierno fueron  $>3 \mu\text{g m}^{-3}$  en un período de 24 h, podrían causar efectos similares.

La **Tabla 14** muestra el tiempo de espera peatonal estimado (percentil 95), la concentración promedio de BC y la dosis de inhalación de BC para cada temporada. Las dosis más altas se estimaron para el otoño de 2018 y el invierno de 2017; una dosis de inhalación de BC en el invierno de 2017 que fue ocho veces mayor que en la primavera de 2018.

**Tabla 14.** Dosis de inhalación de BC en función de peatones y trabajadores por estación.

Temporada	Tiempo de espera de peatones	Concentración promedio de BC ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Peatones	Trabajadores
	min (95 Percentil)		Dosis de inhalación <sup>a</sup> ( $\mu\text{g}$ )	Dosis de inhalación <sup>b</sup> ( $\mu\text{g}$ )
Otoño 2017	58	5.0	2.5	12.0
Invierno 2017	50	8.2	3.5	19.0
Primavera 2018	50	0.9	0.4	3.9
Verano 2018	65	1.0	0.6	3.5
Otoño 2018	60	11.6	5.9	13.0
Invierno 2018	60	5.0	2.6	10.6

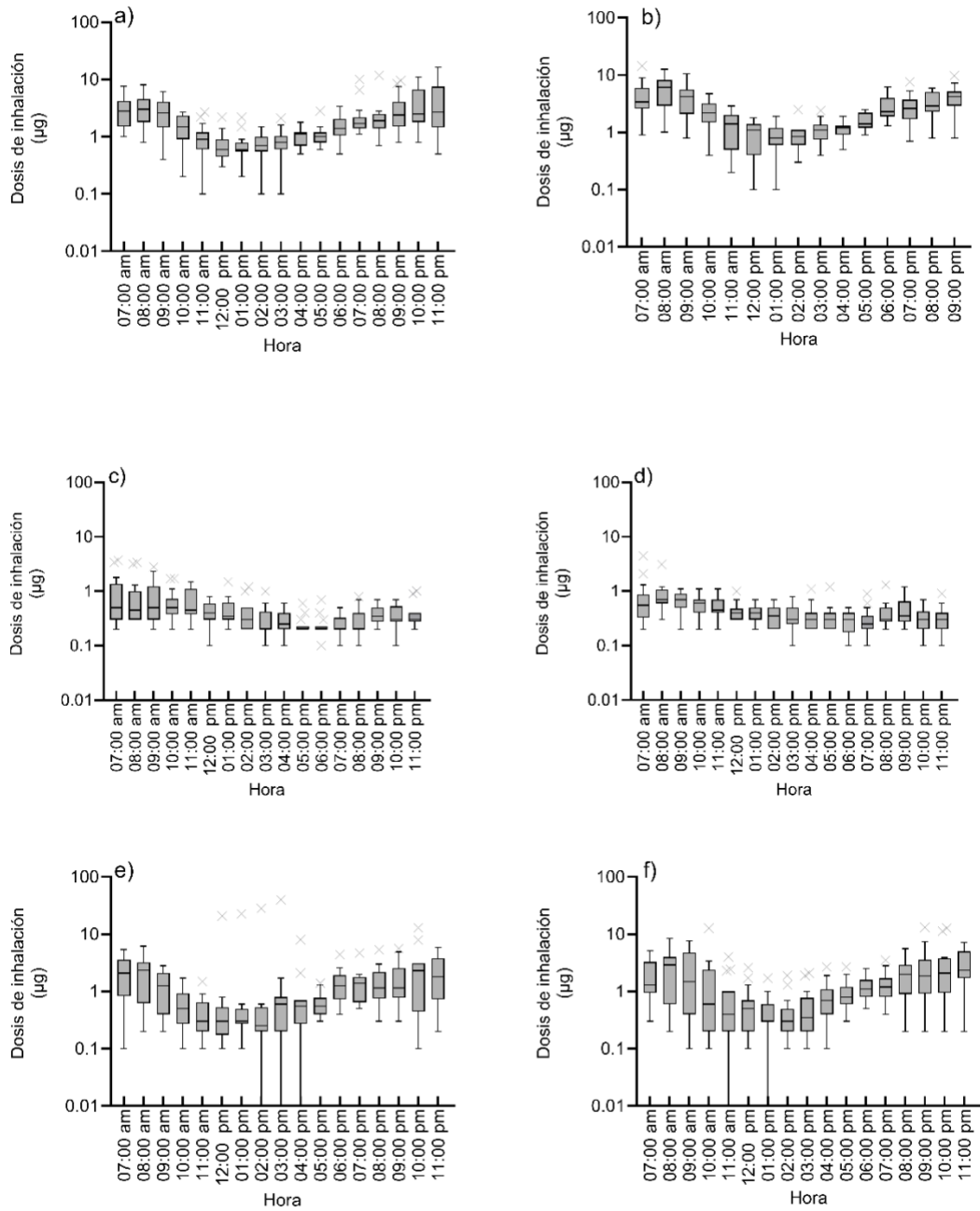
<sup>a</sup> La dosis de inhalación se estimó para el tiempo de espera de un peatón en minutos en un día de viaje.

<sup>b</sup> La dosis de inhalación se estimó para un día de trabajo (tiempo promedio de 10 horas).

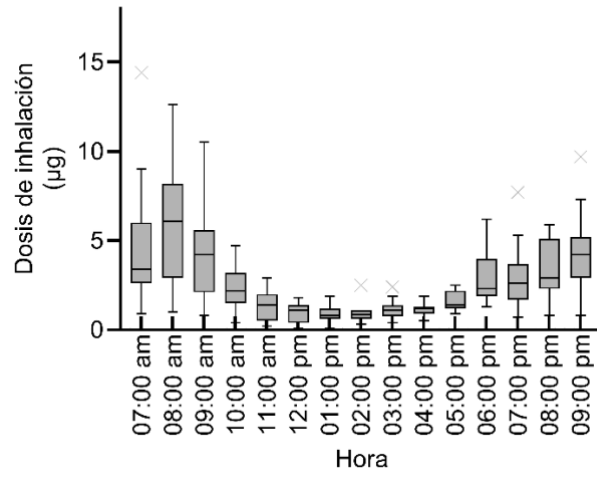
Liu et al. (2019) reportaron una dosis de inhalación de 5.7  $\mu\text{g}$  para caminar en Macao, China (60 min) durante las horas de tránsito (7:30 a.m. a 9:00 a.m.). Esa dosis es comparable al valor de 5.9 para el otoño de 2018 en este estudio. Velasco et al. (2019) estimaron una dosis inhalatoria de BC de 6.0  $\mu\text{g}$  para personas caminando (60 min) en la Ciudad de México en invierno. Este estudio estimó dosis en 60 minutos de 4.2 y 2.6  $\mu\text{g}$  para los inviernos de 2017 y 2018, respectivamente, comparables a las reportadas en estos otros entornos urbanos.

La Tabla 14 también muestra la dosis de inhalación de 24 h para los trabajadores en la frontera, que trabajan un promedio de 10 h por día y 6 días por semana. Para esos trabajadores, también se estimó una dosis diaria en función de su horario de trabajo individual, y osciló entre 3.5 y 19  $\mu\text{g}$  (Figura 14). Estos valores de 24 h son de 2 a 9 veces más altos que la dosis diaria estimada para los peatones durante su cruce. Importantly, un trabajador en este cruce recibe una dosis de inhalación anual de 28.2 mg de BC en 2018. La exposición de un año a BC se asoció con una disminución del crecimiento anual de la memoria de trabajo (Álvarez-Pedrerol et al., 2017).

La Figura 15 muestra la distribución diurna de la dosis de inhalación de BC para el invierno de 2017, que registró las dosis más altas en este estudio. Para reducir la dosis de inhalación diaria, los trabajadores deben evitar los períodos de exposición en horarios de 7:00 a 9:00 a.m. y de 7:00 a 9:00 p.m.



**Figura 14.** Distribución diaria de la dosis inhalatoria de BC para los trabajadores del SYPOE: a) Otoño, b) invierno, c) primavera, d) verano, e) Otoño 2018, f) invierno 2018-2019.



**Figura 15.** Distribución diurna de la dosis inhalatoria de BC para los trabajadores del SYPOE en el invierno de 2017.

---

# **CAPÍTULO 5**

## **CONCLUSIONES**

---

Documentamos la concentración de contaminantes relacionados con el tráfico, especialmente PM<sub>2.5</sub> y BC, en el principal puerto de entrada de EUA-México San Ysidro/El Chaparral, lo que resulta en exposiciones evitables para los peatones que esperan en fila para cruzar en el SYPOE y para los trabajadores y residentes en la zona. Disminuir el tiempo de espera de los vehículos para cruzar la frontera impactaría la exposición y la dosis de inhalación tanto de los trabajadores como de los peatones que cruzan la frontera.

Debido a la falta de mediciones de contaminación del aire patrocinadas por los gobiernos cerca de los puertos de entrada, este estudio proporciona información valiosa sobre las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> y BC cerca del SYPOE. Los niveles de concentración de PM<sub>2.5</sub> por encima de las directrices nacionales (NOM-025-SSA1-2014) e internacionales (OMS) incrementan la probabilidad de exposición tanto para automovilistas como para peatones cruzando este Puerto de Entrada Internacional. Sin embargo, estas exposiciones son más altas para las personas con actividades laborales en esta zona. Lo anterior podría generar un problema de salud pública que afectaría al desarrollo económico y social de esta región.

Los días de baja velocidad del viento se asociaron con concentraciones más altas de BC. En invierno, los resultados muestran un OP<sup>DTT</sup> a niveles que podrían exacerbar los problemas respiratorios en poblaciones vulnerables. El potencial oxidativo durante el otoño estuvo influenciado por el tiempo de espera. Las dosis de inhalación más altas de BC para los peatones en este estudio ocurrieron temprano en la mañana coincidiendo con el tráfico laboral y las concentraciones más altas. Reducir los tiempos de espera para los peatones en días con alta contaminación del aire reduciría sus dosis de inhalación y los riesgos asociados para la salud. Por otro lado, limitar las dosis de los trabajadores puede requerir modificaciones en horarios laborales para disminuir su exposición.

---

# **CAPÍTULO 6**

## **LIMITACIONES Y RECOMENDACIONES**

---

Se recomienda llevar a cabo una campaña con un número mas considerable de muestreos con el fin de alcanzar niveles de poder estadístico. Solo así se podría producir evidencia mas robusta para apoyar o refutar los resultados reportados en este estudio. Similarmente, esos estudios podrían determinar si estos resultados solo se asocian con eventos especiales, como incendios forestales, días de alta afluencia vehicular. Estas acciones proveerán evidencia que ayudará en la planeación de estrategias que mejoren la calidad del aire en la zona.

Se recomienda analizar la composición de  $PM_{2.5}$  en la zona, lo cual permitiría identificar las fuentes de los contaminantes. Similarmente, esa información podría brindar evidencia para formar un panorama más amplio sobre su relación con el potencial oxidativo. Por su parte, la determinación de compuestos solubles en agua y quinonas en muestras de PM, ofrecerían información sobre la contribución de componentes como metales y quinonas. Esos compuestos solubles en agua entonces se podrían correlacionar con el potencial oxidativo en esas muestras. Estos pasos extras son necesarios para poder describir científicamente la contaminación compleja de la zona.

A fin de analizar la influencia de potencial oxidativo asociado a PM con su efecto en enfermedades respiratorias y cardiovasculares se recomienda considerar información del sistema de salud pública local. Este paso permitiría correlacionar la respuesta del potencial oxidativo con la incidencia de estas enfermedades para los sitios estudiados en este trabajo.

Finalmente, se recomienda que los resultados preliminares presentados aquí relacionados con las exposiciones de los trabajadores en la zona fronteriza sean considerados seriamente. Estudios posteriores podrían aportar más información para entender esta dinámica mas completamente. Por lo menos, se recomienda una evaluación de los horarios laborales en la zona para determinar cómo minimizar la exposición de estos trabajadores.

---

# REFERENCIAS

- Abrams, J. Y., Weber, R. J., Klein, M., Samat, S. E., Chang, H. H., Strickland, M. J., Verma, V., Fang, T., Bates, J. T., Mulholland, J. A., Russell, A. G., Tolbert, P. E. (2017). Associations between ambient fine particulate oxidative potential and cardiorespiratory emergency department visits. *Environmental Health Perspectives*, 125, (10).129001. <https://doi.org/10.1289/EHP1545>
- Alvarez-Pedrerol, M., Rivas, I., López-Vicente, M., Suades-González, E., Donaire-Gonzalez, D., Cirach, M., de Castro, M., Esnaola, M., Basagaña, X., Dadvand, P., Nieuwenhuijsen, M., Sunyer, J. (2017). Impact of commuting exposure to traffic-related air pollution on cognitive development in children walking to school. *Environmental Pollut*, 231, 837–844. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.075>.
- An, Z., Jin, Y., Li, J., Li, W., Wu, W. (2018). Impact of particulate air pollution on cardiovascular health. *Current Allergy and Asthma Reports*, 18(3), 1-7 <https://doi.org/10.1007/s11882-018-0768-8>
- Apeageyi, E., Bank, M. S., Spengler, J. D. (2011). Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts. *Atmospheric Environment*, 45(13), 2310-2323. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.015>
- Araujo, J.A., Nel, A.E. (2009). Particulate matter and atherosclerosis: Role of particle size, composition and oxidative stress. *Part Fibre Toxicol*, 6, 1–19. <https://doi.org/10.1186/1743-8977-6-24>.
- Auten, R., Davis, J. (2009). Oxygen Toxicity and Reactive Oxygen Species: The Devil Is in the Details. *Pediatr Res* 66, 121–127. <https://doi.org/10.1203/PDR.0b013e3181a9eafb>
- Bates J.T., Weber, R. J., Abrams, J., Verma, V., Fang, T., Klein, M., Strickland, M. J., Sarnat, S. E., Chang, H. H., Mulholland, J. A., Tolbert, P. E., Russell, A. G. (2015). Reactive Oxygen Species Generation Linked to Sources of Atmospheric Particulate Matter and Cardiorespiratory Effects. *Environmental Science and Technology*, 49 (22), 13605–13612. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02967>.
- Bates J.T., Fang T., Verma V., Zeng L., Weber R.J., Tolbert P.E., Abrams J.Y., Sarnat S.E., Klein M., Mulholland J.A., Russell A.G. (2019). Review of Acellular Assays of Ambient Particulate Matter Oxidative Potential: Methods and Relationships with Composition, Sources, and Health Effects. *Environmental Science and Technology*. 53 (8), 4003-4019. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03430>
- Bei, N., Li, G., Zavala, M., Barrera, H., Torres, R., Grutter, M., Gutiérrez W., García M., Ruiz/Suarez L.G., Ortinez A., Gutiérrez Y., Alvarado C., Flores I., Molina, L. T. (2013). Meteorological overview and plume transport patterns during Cal-Mex 2010. *Atmospheric Environment*, 70, 477-489. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.01.065>
- Bell, M. L., Dominici, F., Ebisu, K., Zeger, S. L., Samet, J. M. (2007). Spatial and temporal variation in PM<sub>2.5</sub> chemical composition in the United States for health effects studies. *Environmental health perspectives*, 115(7), 989-995. <https://doi.org/10.1289/ehp.9621>
- California Air Resources Board (CARB). (2022) CARB Increases Number of Disadvantaged Communities Statewide in Community Air Protection Program, <https://ww2.arb.ca.gov/es/news/carb-incrementa-el-numero-de-comunidades-en-desventaja-nivel-estatal-en-el-programa-de> (Acceso 11 abril, 2022).
- Cape, J. N., Coyle, M., Dumitrean, P. (2012). The atmospheric lifetime of black carbon. *Atmospheric Environment*, 59, 256-263. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.05.030>
- Castillo, J. E. (2014). Evaluacion de los niveles de Carbono Negro (BC), Material Particulado fino (PM<sub>2.5</sub>) y ultrafino (PM<sub>0.1</sub>) en la Cuenca Atmosferica de Tijuana, B.C. y San Diego, C.A. Tesis. Tijuana, Baja California

- 
- Charrier, J.G., Anastasio, C. (2012). On dithiothreitol (DTT) as a measure of oxidative potential for ambient particles: evidence for the importance of soluble transition metals. *Atmosphere Chemistry and Physics* 12, 9321–9333. <https://doi.org/10.5194/acp-12-9321-2012>.
  - Chiang, H. L., Huang, Y. S. (2009). Particulate matter emissions from on-road vehicles in a freeway tunnel study. *Atmospheric Environment*, 43, 4014-4022. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.05.015>
  - Cho, A.K., Sioutas, C., Miguel, A.H., Kumagai, Y., Schmitz, D.A., Singh, M., Eiguren-Fernandez, A., Froines, J.R. (2005). Redox activity of airborne particulate matter at different sites in the Los Angeles Basin. *Environmental Research*, 99, 40–7. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2005.01.003>.
  - Customs and Border Protection (CBP). (2019). Border Wait Times. Available from: <http://apps.cbp.gov/bwt/>. (Acceso 1 enero, 2019.)
  - Daher, N., Saliba, N.A., Shihadeh, A.L., Jaafar, M., Baalbaki, R., Shafer, M.M., Schauer, J.J., Sioutas, C. (2014). Oxidative potential and chemical speciation of size-resolved particulate matter (PM) at near-freeway and urban background sites in the greater Beirut area. *Science of The Total Environment*, 470–471, 417–26. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.104>.
  - De Vizcaya-Ruiz, A., Gutiérrez-Castillo, M. E., Uribe-Ramírez, M., Cebrián, M. E., Mugica-Alvarez, V., Sepúlveda, J., ... & Froines, J. (2006). Characterization and in vitro biological effects of concentrated particulate matter from Mexico City. *Atmospheric Environment*, 40, 583-592. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.12.073>
  - Delfino R. J., Staimer N., Tjoa T., Gillen S. L., Schauer J. J., Shafer M. M. (2013). Airway inflammation and oxidative potential of air pollutant particles in a pediatric asthma panel, *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 23, 466-473. DOI: <https://doi.org/10.1038/jes.2013.25>
  - Dimitrova, R., Lurpionglukana, N., Fernando, H. J. S., Runger, G. C., Hyde, P., Hedquist, B. C., Anderson, J., Bannister, W., and Johnson, W. (2012). Relationship between particulate matter and childhood asthma—basis of a future warning system for central Phoenix. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(5), 2479-2490. <https://acp.copernicus.org/articles/12/2479/2012/>
  - Eidels-Dubovoi, S., 2002. Aerosol impacts on visible light extinction in the atmosphere of Mexico City. *Science of The Total Environment*. 287, 213–220. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00983-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00983-4).
  - Environmental Protection Agency
  - Supplement to the 2019 Integrated Science Assessment for Particulate Matter (Final Report, 2022). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/635/R-22/028, 2022.
  - Environmental Protection Agency (EPA). (2007). Standard Operating Procedure (SOP-MLD 016) for the Mass Analysis and Subsequent Extraction of Sampled PM<sub>10</sub> and Tsp from Exposed Quartz and Glass Microfiber Filters.
  - Environmental Protection Agency (EPA). (2011). Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final Report). U.S.
  - Environmental Protection Agency (EPA). (2012). Report to Congress on Black Carbon. Dep. Inter. Environ. Relat. Agencies Appropriations Act, 2010. <https://19january2017snapshot.epa.gov/www3/airquality/blackcarbon/2012report/fullreport.pdf> (Acceso 5 enero, 2020)
  - Environmental Protection Agency (US EPA). NAAQS Table. Available online: <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table> (accessed on 20 December 2019).
  - Fang, T., Verma, V., Guo, H., King, L. E., Edgerton, E. S., Weber, R. J. (2015). A semi-automated system for quantifying the oxidative potential of ambient particles in aqueous extracts using the dithiothreitol (DTT) assay: results from the Southeastern Center for Air Pollution and Epidemiology (SCAPE). *Atmospheric Measurement Techniques*, 8(1), 471-482. <https://amt.copernicus.org/articles/8/471/2015/>
  - Fang, T., Verma, V., Bates, J. T., Abrams, J., Klein, M., Strickland, M. J., Sarnat, S. E., Chang, H. H., Mulholland, J. A., Tolbert, P. E., Russell, A. G., Weber, R. J. (2016). Oxidative potential of ambient water-soluble PM<sub>2.5</sub> in the southeastern United States:
-

- 
- contrasts in sources and health associations between ascorbic acid (AA) and dithiothreitol (DTT) assays. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16 (6), 3865–3879. <https://doi.org/10.5194/acp-16-3865-2016>.
- Gaitan, G.E.M., Mancilla, Y., Dom, A.M. (2016). Black Carbon-Organic Carbon and Black Carbon-PM<sub>2.5</sub> Ratios of the Major Emissions Sources in the Monterrey, Mexico. Conference: 2° Congreso Interamericano de Cambio Climático. [https://www.researchgate.net/publication/298787121\\_Black\\_Carbon-Organic\\_Carbon\\_and\\_Black\\_Carbon-PM25\\_Ratios\\_of\\_the\\_Major\\_Emissions\\_Sources\\_in\\_Monterrey\\_Mexico](https://www.researchgate.net/publication/298787121_Black_Carbon-Organic_Carbon_and_Black_Carbon-PM25_Ratios_of_the_Major_Emissions_Sources_in_Monterrey_Mexico). (Acceso 11 marzo, 2020).
  - Galaviz, V.E., Yost, M.G., Simpson, C.D., Camp, J.E., Paulsen, M.H., Elder, J. P., Hoffman, L., Flores, D., Quintana, P.J.E. (2014). Traffic pollutant exposures experienced by pedestrians waiting to enter the U.S. at a major U.S.-Mexico border crossing. *Atmospheric Environment*, 88, 362–369. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.12.042>.
  - Gao, D., Mulholland, J. A., Russell, A. G., Weber, R. J. (2020) Characterization of water-insoluble oxidative potential of PM<sub>2.5</sub> using the dithiothreitol assay. *Atmospheric Environment*, vol. 224, p. 117327. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117327>
  - Gobierno del estado de Baja California. (2011). Programa para mejorar la Calidad del Aire, de la Zona Metropolitana de Tijuana, Tecate y Playas de Rosarito 2012-2020. Final report. [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/69288/9\\_ProAire\\_ZMT.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/69288/9_ProAire_ZMT.pdf). (Acceso 13 marzo 2019).
  - Hagler, G.S.W., Yelverton T.L.B., Vedantham, R., Hansen, A.D.A., Turner, J.R. (2011). Post-processing Method to Reduce Noise while Preserving High Time Resolution in Aethalometer Real-time Black Carbon Data, *Aerosol and Air Quality Research*, 11, 539-546. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2011.05.0055>.
  - Hjortenkrans, D., Bergbäck, B., Häggerud, A. (2006). New metal emission patterns in road traffic environments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 117(1), 85-98. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-006-7706-2>
  - Hayes, R. B., Lim, C., Zhang, Y., Cromar, K., Shao, Y., Reynolds, H. R., ... & Thurston, G. D. (2020). PM<sub>2.5</sub> air pollution and cause-specific cardiovascular disease mortality. *International journal of epidemiology*, 49(1), 25-35. <https://doi.org/10.1093/ije/dyz114>
  - Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2011). Estudio de emisiones y actividad vehicular en Baja California, México. Final report. [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/112408/2011\\_CGCSA\\_RSD\\_Baja\\_California.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/112408/2011_CGCSA_RSD_Baja_California.pdf). (Acceso 25 marzo 2019).
  - Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2020). en Internet [www.inegi.org.mx](http://www.inegi.org.mx) (Acceso 25 marzo, 2020).
  - Jansen K. L., Larson T. V., Koenig J. Q., Mar T. F., Fields C., Stewart J., Lippmann M. (2015). Associations between Health Effects and Particulate Matter and Black Carbon in subjects with respiratory disease, *Environmental Health Perspectives*, 113, 12, 1741-1746, DOI: <https://doi.org/10.1289/ehp.8153>
  - Janssen, N.A.H., Hoek, G., Simic-Lawson, M., Fischer, P., van Bree, L., ten Brink, H., Keuken, M., Atkinson, R.W., Ross Anderson, H., Brunekreef, B., Cassee, F.R. (2011). Black carbon as an additional indicator of the adverse health effects of airborne particles compared with PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>. *Environmental Health Perspectives* 119, 1691–1699. <https://doi.org/10.1289/ehp.1003369>
  - Jerrett, M., Burnett, R. T., Ma, R., Pope III, C. A., Krewski, D., Newbold, K. B., ... & Thun, M. J. (2005). Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology*, 727-736. <https://www.jstor.org/stable/20486136>
  - Knaapen, A. M., Shi, T., Borm, P. J., Schins, R. P. (2002). Soluble metals as well as the insoluble particle fraction are involved in cellular DNA damage induced by particulate matter. In *Oxygen/Nitrogen Radicals: Cell Injury and Disease* (pp. 317-326). Springer, Boston, MA. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4615-1087-1\\_36](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4615-1087-1_36)
  - Kothai, P., Saradhi, I. V., Pandit, G. G., Markwitz, A., & Puranik, V. D. (2011). Chemical characterization and source identification of particulate matter at an urban site of Navi Mumbai, India. *Aerosol and Air Quality Research*, 11(5), 560-569. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2011.02.0017>
-

- 
- Leonard, S. S., Harris, G. K., Shi, X. (2004). Metal-induced oxidative stress and signal transduction. *Free Radical Biology and Medicine*, 37(12), 1921-1942. <https://doi.org/10.1016/j.freeradbiomed.2004.09.010>
  - Li, B., Lei, X., Xiu, G., Gao, C., Gao, S., Qian, N. (2015). Personal exposure to black carbon during commuting in peak and off-peak hours in Shanghai. *Science of Total Environment*. 524–525, 237–245. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.088>.
  - Limon-Sanchez, M.T., Carbajal-Romero, P., Hernandez-Mena, L., Saldarriaga-Norena, H., Lopez-Lopez, A., Cosio-Ramirez, R., Arriaga-Colina, L.J., Smith, W. (2011). Black carbon in PM<sub>2.5</sub>, data from two urban sites in Guadalajara, Mexico during 2008. *Atmospheric Pollution Research*. 2, 358–365. <https://doi.org/10.5094/APR.2011.040>.
  - Lin, C.C., Yang, L.S., Cheng, Y.H. (2016). Ambient PM<sub>2.5</sub>, black carbon, and particle size-resolved number concentrations and the Ångström exponent value of aerosols during the firework display at the lantern festival in southern Taiwan. *Aerosol Air Quality Research* 16, 373–387. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2015.09.0569>.
  - Liñán, A. R., Salcedo, D., Castro, T., Carabeli, G., Peralta, O., Arnott, P., Ruiz Suárez, L. G., Paredes Miranda, G. (2020). Querétaro, Mediciones continuas de carbono negro, monóxido de carbono y dióxido de carbono, durante la temporada seca caliente 2016, en un sitio periurbano de Querétaro, México. *Science and Development*, (26), 68–76. <https://doi.org/10.33326/26176033.2020.26.934>.
  - Liu, Q., Ma, T., Olson, M.R., Liu, Y., Zhang, T., Wu, Y., Schauer, J.J. (2016). Temporal variations of black carbon during haze and non-haze days in Beijing. *Scientific Reports* 6, 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep33331>.
  - Liu, B., He, M.M., Wu, C., Li, J., Li, Y., Lau, N.T., Yu, J.Z., Lau, A.K.H., Fung, J.C.H., Hoi, K.I., Mok, K.M., Chan, C.K., Li, Y.J. (2019). Potential exposure to fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) and black carbon on jogging trails in Macau. *Atmospheric Environment*. 198, 23–33. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.10.024>
  - MacDonald, G.M., C.P.S. Larsen, J.M. Szeicz, and K.A. Moser. (1991). The reconstruction of boreal forest fire history from lake sediments: A comparison of charcoal, pollen, sedimentological and geochemical indices, *Quat. Sci. Rev.*, 10, 53-71. [https://doi.org/10.1016/0277-3791\(91\)90030-X](https://doi.org/10.1016/0277-3791(91)90030-X)
  - Madrigano, J., Baccarelli, A., Wright, R.O., Suh, H., Sparrow, D., Vokonas, P.S., Schwartz, J. (2010). Air pollution, obesity, genes and cellular adhesion molecules. *Occupational and Environmental Medicine* 67, 312–317. <https://doi.org/10.1136/oem.2009.046193>.
  - McWhinney, R., Badali, K., Liggio, J., Li, S.-M., & Abbatt, J. (2013). Filterable redox cycling activity: A comparison between diesel exhaust particles and secondary organic aerosol constituents. *Environmental Science and Technology*, 47(7), 3362- 3369. <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es304676x>
  - Milani, M., Pucillo, F. P., Ballerini, M., Camatini, M., Gualtieri, M., & Martino, S. (2004). First evidence of tyre debris characterization at the nanoscale by focused ion beam. *Materials characterization*, 52(4-5), 283-288. <https://doi.org/10.1016/j.matchar.2004.06.001>
  - Mordukhovich, I., Wilker, E., Suh, H., Wright, R., Sparrow, D., Vokonas, P.S., Schwartz, J. (2009). Black carbon exposure, oxidative stress genes, and blood pressure in a repeated-measures study. *Environmental Health Perspectives*. 117, 1767–1772. <https://doi.org/10.1289/ehp.0900591>.
  - Mota-Raigoza, A. (2012). Characterization of traffic related air pollution particulate matter mass and surface area concentrations in the border community of San Ysidro and the Tijuana River National Estuarine in Graduate School of Public Health. San Diego State University: San Diego. <https://digitallibrary.sdsu.edu/islandora/object/sdsu%3A3444>.
  - Nachman, K. E., Parker, J. (2012). Exposures to fine particulate air pollution and respiratory outcomes in adults using two national datasets: a cross-sectional study. *Environmental Health*, 11 (25), 1-12. <https://ehjournal.biomedcentral.com/track/pdf/10.1186/1476-069X-11-25.pdf>
-

- 
- Nanclares Castañeda, D. (2016). Evaluación de las bacterias aisladas de material particulado PM<sub>2.5</sub> captado en tres estaciones de la red de monitoreo de calidad de aire del Área Metropolitana Valle de Aburrá. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/56806>
  - National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) National Estuarine Research Reserve System (NERRS) (2018). System-wide Monitoring Program. Data accessed from the NOAA NERRS Centralized Data Management Office website: <http://cdmo.baruch.sc.edu/data/available-data/>. (Acceso 2 octubre, 2020)
  - Oh, E., Choi, K. H., Kim, S. R., Kwon, H. J., Bae, S. (2022). Association of indoor and outdoor short-term PM<sub>2.5</sub> exposure with blood pressure among school children. *Indoor air*, 32(3), e13013. <https://doi.org/10.1111/ina.13013>
  - Organización Mundial de la Salud (OMS). (2021). Obtenido de [https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health) (Acceso 17 julio 2022)
  - Ott, W.R. (1982). Concepts of human exposure to Air Pollution, *Environmental International*, 7, 179-196. [https://doi.org/10.1016/0160-4120\(82\)90104-0](https://doi.org/10.1016/0160-4120(82)90104-0).
  - Park, S.S., Kim, Y.J., Fung, K. (2002). PM<sub>2.5</sub> carbon measurements in two urban areas: Seoul and Kwangju, Korea. *Atmospheric Environment*, 36, 1287–1297. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00552-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00552-0).
  - Paunescu, A. C., Casas, M., Ferrero, A., Panella, P., Bougas, N., Beydon, N., Juost J., Lezmi G., Sunyer J., Ballester F., Momas, I. (2019). Associations of black carbon with lung function and airway inflammation in schoolchildren. *Environment international*, 131, 104984. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104984>
  - Peralta, O., Ortíz-Alvarez, A., Basaldud, R., Santiago, N., Alvarez-Ospina, H., de la Cruz, K., Barrera Valter, Espinosa Maria de la luz, Saavedra Isabel, Castro Telma, Martínez-Arroyo Amparo, Paramo Victor H., Ruiz-Suarez Luis G. Vazquez-Galvez Felipe A., Gavilán, Arturo. (2019). Atmospheric black carbon concentrations in Mexico. *Atmospheric Research*, 230, 104626. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104626>
  - Pope Iii, C. A., Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K., & Thurston, G. D. (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Jama*, 287(9), 1132-1141. doi:10.1001/jama.287.9.1132
  - Quintana, P.J.E., Stigler, P., Muñoz-Meléndez, G., Quintero-Núñez, M., Rodríguez-Ventura, J.G. (2012). White paper: health impacts of crossings at US-Mexico land ports of entry: gaps, needs and recommendations for action, Report from the Health Impacts of Border Crossings 2012 Conference May 3 and 4. San Ysidro, Ca. [https://kpbs.media.clients.ellingtoncms.com/news/documents/2013/05/15/Health\\_Impacts\\_of\\_Border\\_Crossings\\_White\\_Paper\\_FINAL.pdf](https://kpbs.media.clients.ellingtoncms.com/news/documents/2013/05/15/Health_Impacts_of_Border_Crossings_White_Paper_FINAL.pdf)
  - Quintana, P.J.E., Dumbauld, J.J., Garnica, L., Chowdhury, M.Z., Velascosoltero, J., Mota-Raigoza, A., Flores, D., Rodríguez, E., Panagon, N., Gamble, J., Irby, T., Tran, C., Elder, J., Galaviz, V.E., Hoffman, L., Zavala, M., Molina, L.T. (2014). Traffic-related air pollution in the community of San Ysidro, CA, in relation to northbound vehicle wait times at the US-Mexico border Port of Entry. *Atmospheric Environment* 88, 353–361. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.01.009>.
  - Quintana, P. J., Khalighi, M., Quiñones, J. E. C., Patel, Z., Garcia, J. G., Vergara, P. M., ... & Mantz, A. (2018). Traffic pollutants measured inside vehicles waiting in line at a major US-Mexico Port of Entry. *Science of the Total Environment*, 622, 236-243. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.319>
  - Rissler, J., Swietlicki, E., Bengtsson, A., Boman, C., Pagels, J., Sandström, T., Blomberg A., Löndahl, J. (2012). Experimental determination of deposition of diesel exhaust particles in the human respiratory tract. *Journal of aerosol science*, 48, 18-33. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0021850212000146>
  - Rocha Romero, D., Orraca Romano, P.P. (2018). Estudiantes de educación superior transfronterizos: Residir en México y estudiar en Estado Unidos. *Frontera Norte* 30, 103–128. <https://doi.org/10.17428/rfn.v30i59.880>.
-

- 
- Saha, A., Despiou, S. (2009). Seasonal and diurnal variations of black carbon aerosols over a Mediterranean coastal zone. *Atmospheric Research*, 92, 27–41. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2008.07.007>.
  - Sarnat S.E., Raysoni A.U., Li W.W., Holguin F., Johnson B.A., Flores Luevano S., Garcia J.H., 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):437-44. DOI: [10.1289/ehp.1003169](https://doi.org/10.1289/ehp.1003169)
  - San Diego Association of Governments (SANDAG). (2017). Border Wait Time Technologies and Information Systems White Paper. San Diego, Ca. [https://www.sandag.org/uploads/publicationid/publicationid\\_4469\\_23227.pdf](https://www.sandag.org/uploads/publicationid/publicationid_4469_23227.pdf), (Acceso 11 May 2022)
  - Schauer, J.J., Lough, G.C., Shafer, M.M., Christensen, W.F., Arndt, M.F., DeMinter, J. T., & Park, J. S. (2006). Characterization of metals emitted from motor vehicles. Research report (Health Effects Institute), (133), 1-76.
  - Schmidt, M., Noak, A. (2000). Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implications, and current challenges. *Global Biogeochemical cycles* 14(3), 777-793. <https://doi.org/10.1029/1999GB001208>
  - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2010). Obtenido de Compendio de Estadísticas Ambientales 2010: [http://aplicaciones.semarnat.gob.mx/estadisticas/compendio2010/10.100.13.5\\_8080/ibi\\_apps/WFServlet8999.html](http://aplicaciones.semarnat.gob.mx/estadisticas/compendio2010/10.100.13.5_8080/ibi_apps/WFServlet8999.html)
  - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), US Environmental Protection Agency (US EPA). (2012). United States-Mexico Environmental Program: Border 2020. Publish in Tijuana, Baja California, Mexico, <https://www.epa.gov/usmexicoborder>
  - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) e Instituto Nacional de Ecología (INE). (2011). Guía metodológica para la estimación de emisiones de PM<sub>2.5</sub>, Primera edición, ISBN: 978-607-8246-52-6
  - Secretaría de Salud. (2014). NORMA Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-2014, Salud Ambiental. Valores limite permisibles para la concentración de partículas suspendidas PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> en el aire ambiente y criterios para su evaluación. Diario Oficial de la Federación. <http://sigajalisco.gob.mx/aire/normas/NOM-025-SSA1-2014.pdf>, (Acceso 5 enero, 2020).
  - Secretaria de Salud. (2015). Mexicana PROY-NMX-AA-177-SCFI-2015, Equivalent reference methods for the measurement of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> suspended particles in the air. Diario Oficial de la Federación. [https://caisatech.net/uploads/XXI\\_2\\_MXD\\_E39\\_PROY-NMX-AA-177-%20SCFI-2015\\_R0\\_24FEB2016.pdf](https://caisatech.net/uploads/XXI_2_MXD_E39_PROY-NMX-AA-177-%20SCFI-2015_R0_24FEB2016.pdf), (accessed February 5, 2021).
  - Secretaría de Salud. (2021). NORMA Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-2021, Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto a las partículas suspendidas PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>. Valores normados para la concentración de partículas suspendidas PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> en el aire ambiente, como medida de protección a la salud de la población. Diario Oficial de la Federación. [https://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5633855&fecha=27/10/2021#gsc.tab=0](https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5633855&fecha=27/10/2021#gsc.tab=0), (Acceso diciembre, 2021).
  - Seidel, D.J., Birnbaum, A.N. (2015). Effects of Independence Day fireworks on atmospheric concentrations of fine particulate matter in the United States. *Atmospheric Environment* 115, 192–198. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.05.065>.
  - Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (2006). Atmospheric chemistry and physics : from air pollution to climate change.
  - Shirmohammadi, F., Hasheminassab, S., Wang, D., Schauer, J.J., Shafer, M.M., Delfino, R.J., Sioutas, C. (2016). The relative importance of tailpipe and non-talpipe emissions on the oxidative potential of ambient particles in Los Angeles, CA, *Faraday Discussions*, 189, DOI: <https://doi.org/10.1039/C5FD00166H>
  - Shirmohammadi, F., Wang, D., Hasheminassab, S., Verma, V., Schauer, J.J., Shafer, M.M., Sioutas, C. (2017). Oxidative potential of on-road fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) measured on major freeways of Los Angeles, CA, and a 10-year comparison with earlier roadside studies, *Atmospheric Environment*, 148, 102-114, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.10.042>
  - Shores, C.A., Klapmeyer, M.E., Quadros M.E., Linsey, C. (2013). Sources and transport of black carbon at California- Mexico border, *Atmospheric Environment*, 70, 490-499. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.04.031>
-

- 
- Sierra-Vargas, M.P., Guzman-Grenfell, A.M., Blanco-Jimenez, S., Sepulveda-Sanchez, J.D., Barnabe-Cabanillas, R.M., Cardenas-Gonzales, B., Ceballos, G., Hicks, J.J. (2009). Airborne particulate matter PM<sub>2.5</sub> from Mexico City affects the generation of reactive oxygen species by blood neutrophils from asthmatics: an in vitro approach. *J Occup Med Toxicol.*, 4;17. DOI: <https://doi.org/10.1186/1745-6673-4-17>
  - Simkhovich, B. Z., Kleinman, M. T., Willet, P., Gookin, G., Salazar, K., Keebaugh, A., & Kloner, R. A. (2011). Chronically inhaled ambient particles cause cardiac inflammation in normal, diseased, and elderly rat hearts. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 4(1), 27-36. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11869-010-0097-0>
  - Smith L.A., Mukerjee S., Monroy G.J., Keene F.E. (2001). Preliminary assessments of spatial influences in the ambos Nogales region of the US-Mexican border, *Science of the Total Environment*, 276, 83-92, DOI: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00773-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00773-2)
  - Soresen, M., Schins, R. P., Hertel, O., & Steffen, L. (2005). Transition Metals in Personal samples of PM<sub>2.5</sub> and oxidative stress in human volunteers. *Cancer Epidemiology, biomarkers & Prevention*, 1340-1343 DOI: [10.1158/1055-9965.EPI-04-0899](https://doi.org/10.1158/1055-9965.EPI-04-0899)
  - Steenhof, M., Gosens, I., Strak, M., Godri, K.J., Hoek, G., Cassee, F.R., Mudway I.S., Kelly F.J., Harrison R.M., Lebret E., Brunekreef B., Janssen N.A.H., Pieters, R.H. (2011). In vitro toxicity of particulate matter (PM) collected at different sites in the Netherlands is associated with PM composition, size fraction and oxidative potential-the RAPTES project. *Particle and fibre toxicology*, 8(1), 1-15. <https://link.springer.com/article/10.1186/1743-8977-8-26>
  - Takahama, S.; Russell, L.M.; Shores, C.A.; Marr, L.C.; Zheng, J.; Levy, M.; Zhang, R.; Castillo, E.; Rodriguez-ventura, J.G.; Quintana, P.J.E.; et al. Diesel Vehicle and Urban Burning Contributions to Black Carbon Concentrations and Size Distributions in Tijuana , Mexico , during the Cal-Mex 2010 Campaign. *Atmos Environ* 2014, 88, 341–352, doi:10.1016/j.atmosenv.2013.09.057.
  - Tan, C., Wang, Y., Lin, M., Wang, Z., He, L., Li, Z., Li, Y., Xu, K. (2018). Long-term high air pollution exposure induced metabolic adaptations in traffic policemen. *Environmental Toxicology Pharmacology*. 58, 156–162. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.01.002>
  - Tisch Environmental Inc. 2010. Operations manual, Particulate Matter 10 microns and less High-Volume Air Sampler <https://tisch-env.com/high-volume-air-sampler/pm2.5> (Acceso 15 octubre, 2020).
  - Tiwari S., Srivastava A.K., Bisht D.S., Parmita P., Srivastava Manoj K., Attri S.D. (2013). Diurnal and seasonal variations of black carbon and PM<sub>2.5</sub> over New Delhi India: Influence of meteorology, *Atmospheric Research*, 125-126, 50-62. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2013.01.011>
  - U.S. Census Bureau-American Community Survey 1-Year Estimates. Available: <https://www.census.gov/programs-surveys/acs>. (accessed on 23/07/2021).
  - Velasco, E., Retama, A., Segovia, E., Ramos, R. (2019). Particle exposure and inhaled dose while commuting by public transport in Mexico City. *Atmospheric Environment*. 219, 117044. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117044>.
  - Vega, E., Ruiz, H., Escalona, S., Cervantes, A., Lopez-Veneroni, D., Gonzalez-Avalos, E., Sanchez-Reyna, G. (2011). Chemical composition of fine particles in Mexico City during 2003 2004. *Atmospheric Pollution Research*, 2, 477-483. <https://doi.org/10.5094/APR.2011.054>
  - Verma, V., Rico-Martinez, R., Kotra, N.K., Liu, L., Jiumeng, S., Terry, W. (2015). Contribution of water- soluble and insoluble components and their hydrophobic/hydrophilic subfractions to the reactive oxygen species-generating potential of fine ambient aerosols. *Environmental Science and Technology*. Pages 11384-11392 <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es302484r>
  - Virkkula, A., Timo, M., Risto, H., Tarja, Y-T., Anne, H., Kaarle, H. & Ismo, K.K. (2007). A Simple Procedure for Correcting Loading Effects of Aethalometer Data, *Journal of the Air Waste Management Association*, 57, 1214-1222. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.57.10.1214>.
-

- 
- Wang, D., Pakbin, P., Shafer, M. M., Antkiewicz, D., Schauer, J. J., Sioutas, C. (2013). Macrophage reactive oxygen species activity of water-soluble and water-insoluble fractions of ambient coarse, PM<sub>2.5</sub> and ultrafine particulate matter (PM) in Los Angeles. *Atmospheric Environment*, 77, 301-310. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.05.031>
  - Yang, J., Chen, Y., Yu, Z., Ding, H., & Ma, Z. (2019). The influence of PM<sub>2.5</sub> on lung injury and cytokines in mice. *Experimental and therapeutic medicine*, 18(4), 2503-2511. <https://www.spandidos-publications.com/etm/18/4/2503>
  - Zavala M., Barrera H., Morante J., Molina T. (2013). Analysis of model-based PM<sub>2.5</sub> emission factors for on-road mobile sources in Mexico, *Atmósfera*, 26, 109-124, <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=56525586008>
  - Zhang, X.; Staimer, N.; Tjoa, T.; Gillen, D. L.; Schauer, J. J.; Shafer, M. M.; Hasheminassab, S.; Pakbin, P.; Longhurst, J.; Sioutas, C.; Delfino, R. J. (2016). Associations between microvascular function and short-term exposure to traffic-related air pollution and particulate matter oxidative potential. *Environmental Health* 15, 16. <https://doi.org/10.1186/s12940-016-0157-5>.
  - Zhao, T., Qi, W., Yang, P., Yang, L., Shi, Y., Zhou, L., & Ye, L. (2021). Mechanisms of cardiovascular toxicity induced by PM<sub>2.5</sub>: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(46), 65033-65051. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-021-16735-9>

---

# ANEXOS

---

## Anexo 1 Dictamen Comité de Ética, FCQI

Tijuana, B.C., el 26 de Octubre de 2022

M.C. Roberto Alejandro Reyes Martínez  
Director de la Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería  
Universidad Autónoma de Baja California  
P R E S E N T A:

Por medio de la presente me dirijo a usted para externar los resultados de la EVALUACIÓN de la propuesta de encuesta titulada *Evaluación de Potencial Oxidativo Asociado a PM2.5 en peatones durante el cruce fronterizo en la Garita Tijuana-San Ysidro* en mi carácter como miembro del Comité de Ética de la Facultad. Con la siguiente conclusión:

- El documento es un formato de recolección de datos en el que no se solicita información de identidad que permita la identificación personal de los sujetos de estudio.
- La información solicitada es en relación a atributos personales que no permiten la identificación personal del individuo. Lo que asegura una protección de la información personal del sujeto.
- La información solicitada son datos en relación a tiempos de exposición y el atributo de edad del sujeto. Atributos que no exponen al sujeto a riesgo al no solicitar acción o recepción de acción sobre su persona. Es un trabajo de campo con fines descriptivos, inferenciales y documentales esto es no experimentales. Donde los datos en su forma desagregada y agregada servirán para inferir en términos de grupo y de individuo sin conexión a la identidad personal de los sujetos.
- Es mi opinión profesional que el diseño y la aplicación de esta encuesta respeta el estándar de ética exigido por el Comité de Ética al que pertenezco.

Sin más por añadir, quedo a la orden para cualquier aclaración.

ATENTAMENTE



Dr. Marco Augusto Miranda Ackerman  
Miembro del Comité de Ética de la FCQI  
Universidad Autónoma de Baja California

---

Tijuana, Baja California a 27 de octubre de 2022.

**MTRO. ROBERTO ALEJANDRO REYES MARTÍNEZ**  
**DIRECTOR DE LA FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS E INGENIERÍA**  
PRESENTE.

Aprovecho este medio para saludarle e informarle que, con relación a su oficio número 185/2022-2 de fecha 25 de octubre del presente año, la propuesta de encuesta anexada al oficio mencionado no trasgrede la confidencialidad ni pone en riesgo datos sensibles de los encuestados. Los datos solicitados en la encuesta son anonimizados y no requieren de un consentimiento informado para compartir o publicar; sin embargo, se recomienda realizar la encuesta en un formato libre que incluya los datos de la Institución, nombre del proyecto, así como comunicar a los encuestados sobre el uso y destino de dichos datos, se sugiere incluir un párrafo con esta información para que el participante conozca el propósito de la encuesta.

Sin otro particular me despido de usted enviando un cordial saludo.

ATENTAMENTE



Dra. Patricia Lilián Alejandra Muñoz Muñoz  
Miembro del Comité de Ética  
Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería.

---

28 de octubre, 2022  
Tijuana, Baja California

ASUNTO: Respuesta a solicitud de evaluación de encuesta

MC. Roberto Alejandro Reyes Martínez  
Director  
PRESENTE:

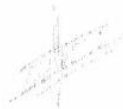
Por medio de la presente le envío un cordial saludo a la vez me permito informarle que la propuesta de encuesta para el proyecto ***“Evaluación de potencial oxidativo asociado a PM<sub>2.5</sub> en peatones durante el cruce fronterizo en la garita Tijuana -San Ysidro”***, se aprueba condicionado a modificaciones.

En relación con la información de la encuesta, no ponen en riesgo la integridad y confidencialidad de la información que se proporcionará de parte del participante, donde siempre es importante proteger la privacidad de ellos.

Se les invita a tomar en cuenta las siguientes recomendaciones:

- Se solicita colocar un formato en la encuesta donde indique el nombre completo de la universidad y la facultad para darle un carácter oficial.
- Se solicita colocar la información del proyecto en el inicio de la encuesta con una breve descripción del objetivo del proyecto.
- Se solicita colocar un número de folio de los encuestados, así como número seriado de página (ej. 1 de 10), lo cual garantizará la secuencia y manejo de esta información.
- Se recomienda realizar un consentimiento informado, el cual debe ser mostrado de manera escrita o verbal al participante, donde se le explique de manera sencilla y clara, el objetivo de su investigación y el aporte de su participación a la misma, ya que por medio de este el participante toma la decisión voluntaria de participar, o no, en el estudio. No es necesario entregar el consentimiento al participante voluntario por escrito, pero si se aplica es recomendable solicitar la firma de autorización del participante.

Sin más por el momento, me despido poniéndome a sus órdenes.



Dra. Kenia Palomino Vizcaino

---

## Anexo 2 Encuesta aplicada a los trabajadores fronterizos

### Encuesta Para Trabajadores en la Frontera Tijuana, México

La Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería de UABC campus Tijuana, está desarrollando un proyecto denominado "Evaluación de potencial oxidativo asociado a  $PM_{2.5}$  en durante el cruce fronterizo en la garita Tijuana-San Ysidro" el cual se encuentra a cargo de la estudiante M.C. Rita María Zurita Frías y el tutor Dr. Javier Emmanuel Castillo Quiñones. El objetivo de este trabajo es evaluar la exposición a contaminantes que presentan los trabajadores ambulantes de la garita Tijuana-San Ysidro.

Por lo anterior se le invita a contestar una encuesta, sobre horario de trabajo, días de trabajo y edad, la información solo será utilizada para poder hacer estimaciones de exposición a contaminantes, no será compartida y no es requerido su nombre o alguna forma de identificación personal. A si mismo si en algún momento no se desea continuar respondiendo la encuesta, es libre de hacerlo.

Al final del estudio se presentará un informe al encargado de la asociación de trabajadores en la garita, para que usted pueda conocer la información obtenida.

Código	Edad (años)	Inicio de horario (XX AM/PM)	Final de horario (YY AM/PM)	Tiempo en este trabajo (años)	Días de trabajo (ES/FN)*
001					
002					
003					
004					
005					
006					
007					
008					
009					
010					

\*ES: Entre semana; FS: Fin de semana

---

### Anexo 3 Procedimiento de calibración

El procedimiento de calibración se llevó a cabo con el Kit de calibración de Tish, TE-5028, mediante los siguientes pasos.

- a) Se monto el adaptador y el calibrador en el orificio.
- b) Se procedió apretar el adaptador superior con las tuercas, a fin de asegurarse que no hay fugas de aire presentes.
- c) Se prendió el equipo y esperando que se calentará a su temperatura normal.
- d) Se verifico la ausencia de fugas.
- e) Posteriormente se conectó el manómetro a la toma de presión del orificio de goma, dejando el lado opuesto del manómetro abierto a la atmósfera.
- f) Se procedió a girar la perilla de la parte superior del calibrador, contra las manecillas del reloj para abrir los agujeros en la parte inferior.
- g) Se giro la perilla en diferentes posiciones, hasta obtener 5 lecturas, registrando el flujo y la diferencia de pulgadas de agua en el manómetro.
- h) Se retiro el calibrador y el adaptador.
- i) Se registro la temperatura ambiente y presión barométrica del día de la calibración.

Una calibración con un coeficiente de correlación ( $r$ )  $<0.990$  no se considera como lineal, por lo cual se deberá repetir la calibración (Tish Environmental, INC. 2010).

---

## Anexo 4 Calibración del muestreador de alto volumen (Hi-vol)

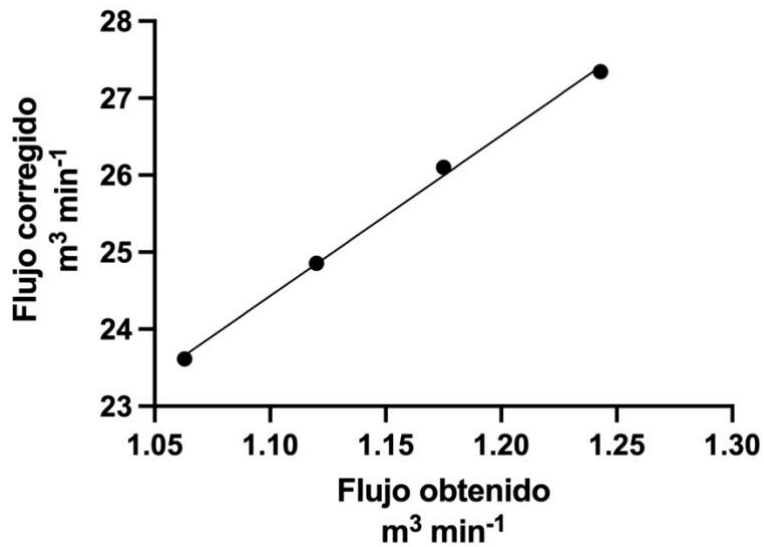
A continuación, se muestra los cálculos correspondientes al día 28 de junio de 2018, en el sitio M3, los datos obtenidos durante la calibración se muestran en la [Tabla 15](#).

**Tabla 15.** Datos de calibración del día 28 de junio de 2018; diferencia de pulgadas de agua, flujo tiempo real, temperatura 294 °K, presión barométrica 761.31 mmHg.

$\Delta$ pulgadas de agua	$Q_a$ $m^3 \text{ min}^{-1}$	Flujo a tiempo real	IC $m^3 \text{ min}^{-1}$
2.5	1.023	36	20.375
2.7	1.063	38	23.614
3.0	1.120	40	24.857
3.3	1.175	42	26.100
3.7	1.243	44	27.343

$Q_a$ = flujo actual indicado por el orificio del calibrador ( $m^3/\text{min}$ ).

IC= Flujo continuo corregido por temperatura ambiente y presión ambiental.



**Figura 16.** Correlación entre el flujo obtenido y el flujo corregido para el día 28 de junio de 2018.

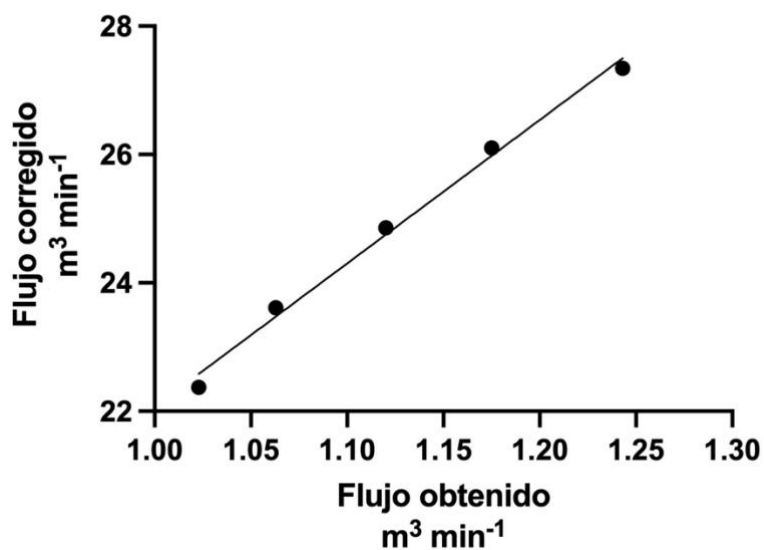
A continuación, se muestra los cálculos correspondientes al día 19 de noviembre de 2018, en el sitio M3, los datos obtenidos durante la calibración se muestran en la [Tabla 16](#).

**Tabla 16.** Datos de calibración del día 19 de noviembre de 2018; diferencia de pulgadas de agua, flujo tiempo real, temperatura 294 °K, presión barométrica 761.31 mmHg.

$\Delta$ pulgadas de agua	$Q_a$ $m^3 \text{ min}^{-1}$	Flujo a tiempo real	IC $m^3 \text{ min}^{-1}$
3.6	1.226	44	27.342
3.3	1.175	42	26.100
3.0	1.120	40	24.857
2.7	1.063	38	23.614
2.5	1.023	36	22.372

$Q_a$ = flujo actual indicado por el orificio del calibrador ( $m^3/\text{min}$ ).

IC= Flujo continuo corregido por temperatura ambiente y presión ambiental.



**Figura 17.** Correlación entre el flujo obtenido y el flujo corregido para el día 19 de noviembre de 2018.

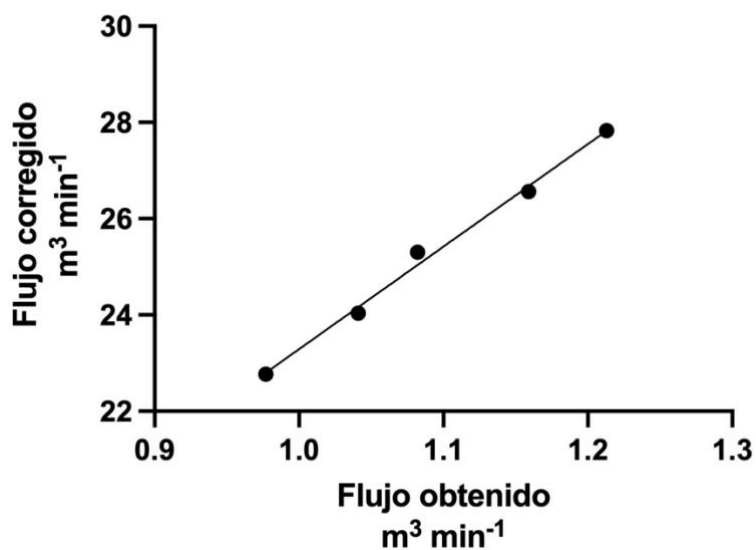
A continuación, se muestra los cálculos correspondientes al día 22 de diciembre de 2018, en el sitio M3, los datos obtenidos durante la calibración se muestran en la [Tabla 17](#).

**Tabla 17.** Datos de calibración del día 22 de diciembre de 2018; diferencia de pulgadas de agua, flujo tiempo real, temperatura 294 °K, presión barométrica 761.31 mmHg.

$\Delta$ pulgadas de agua	$Q_a$ $m^3 \text{ min}^{-1}$	Flujo a tiempo real	IC $m^3 \text{ min}^{-1}$
2.2	0.977	36	22.770
2.5	1.041	38	24.035
2.7	1.082	40	25.300
3.1	1.159	42	26.565
3.4	1.213	44	27.830

$Q_a$ = flujo actual indicado por el orificio del calibrador ( $m^3/\text{min}$ ).

IC= Flujo continuo corregido por temperatura ambiente y presión ambiental.



**Figura 18.** Correlación entre el flujo obtenido y el flujo corregido para el día 22 de diciembre de 2018.

## Anexo 5. Pruebas de normalidad

### A.5.1. Material particulado fino (PM<sub>2.5</sub>)

Tabla 18. Prueba de normalidad para la concentración promedio de 24-h de PM<sub>2.5</sub> en verano de 2018.

	Kolmogorov-Smirnov <sup>a</sup>			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Verano	.233	14	.038	.748	14	.001

a. Corrección de significación de Lilliefors

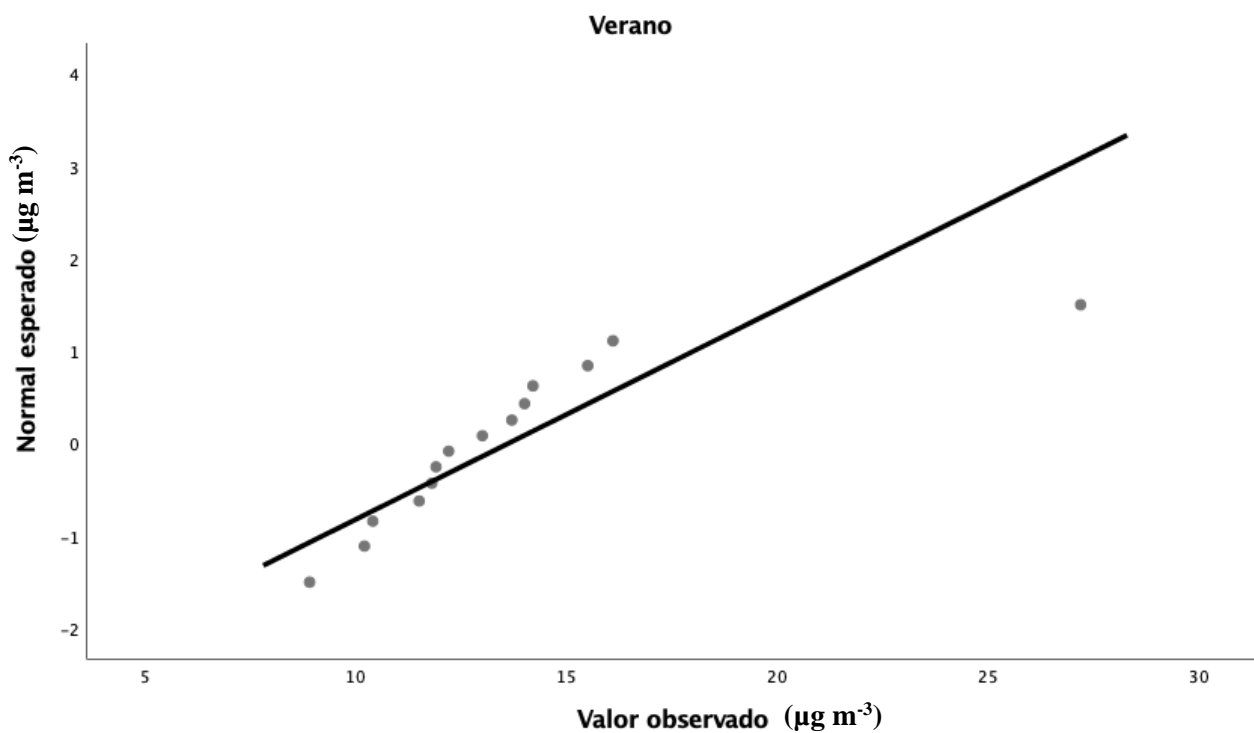


Figura 19. Gráfica de normalidad para la concentración promedio de 24-h de PM<sub>2.5</sub> en verano de 2018.

Tabla 19. Prueba de normalidad para la concentración promedio de 24-h de PM<sub>2.5</sub> en otoño de 2018.

	Kolmogorov-Smirnov <sup>a</sup>			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Otoño	.137	14	.200*	.947	14	.516

\*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de significación de Lilliefors

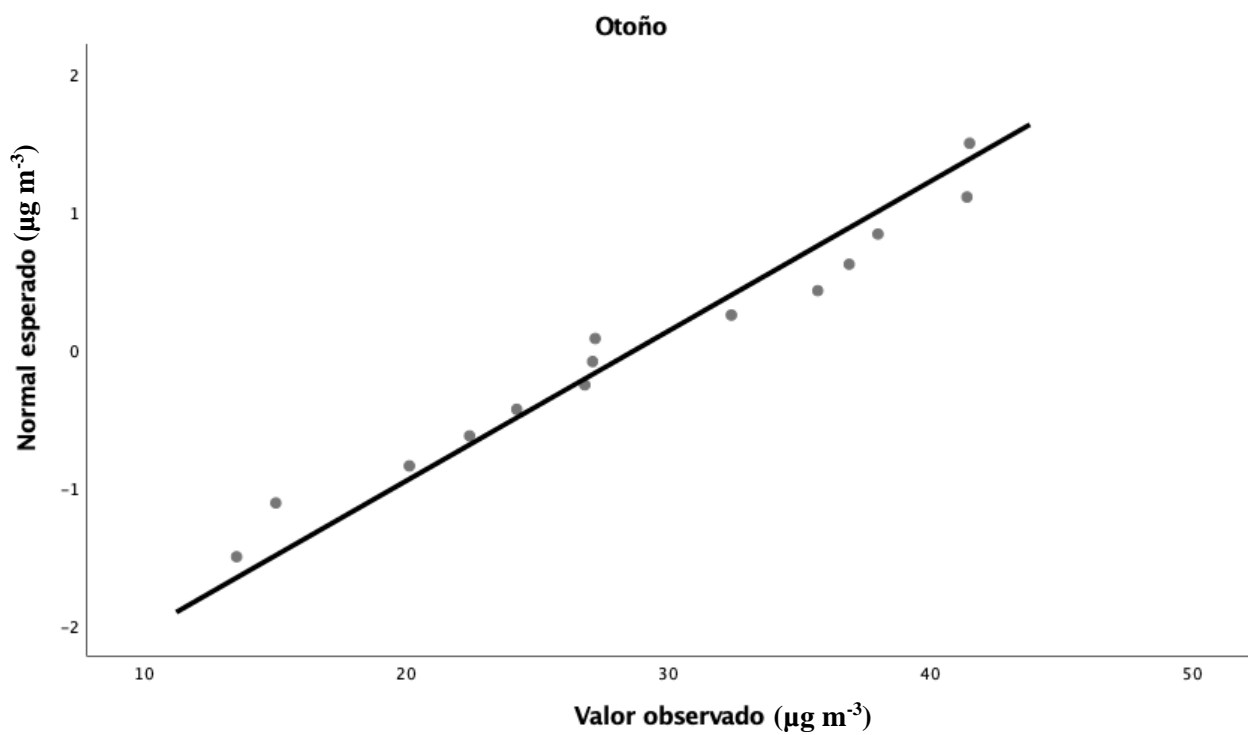


Figura 20. Gráfica de normalidad para la concentración promedio de 24-h de PM<sub>2.5</sub> en otoño de 2018.

Tabla 20. Prueba de normalidad para la concentración promedio de 24-h de PM<sub>2.5</sub> en otoño de 2018.

	Kolmogorov-Smirnov <sup>a</sup>			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Invierno	.238	14	.031	.758	14	.002

a. Corrección de significación de Lilliefors

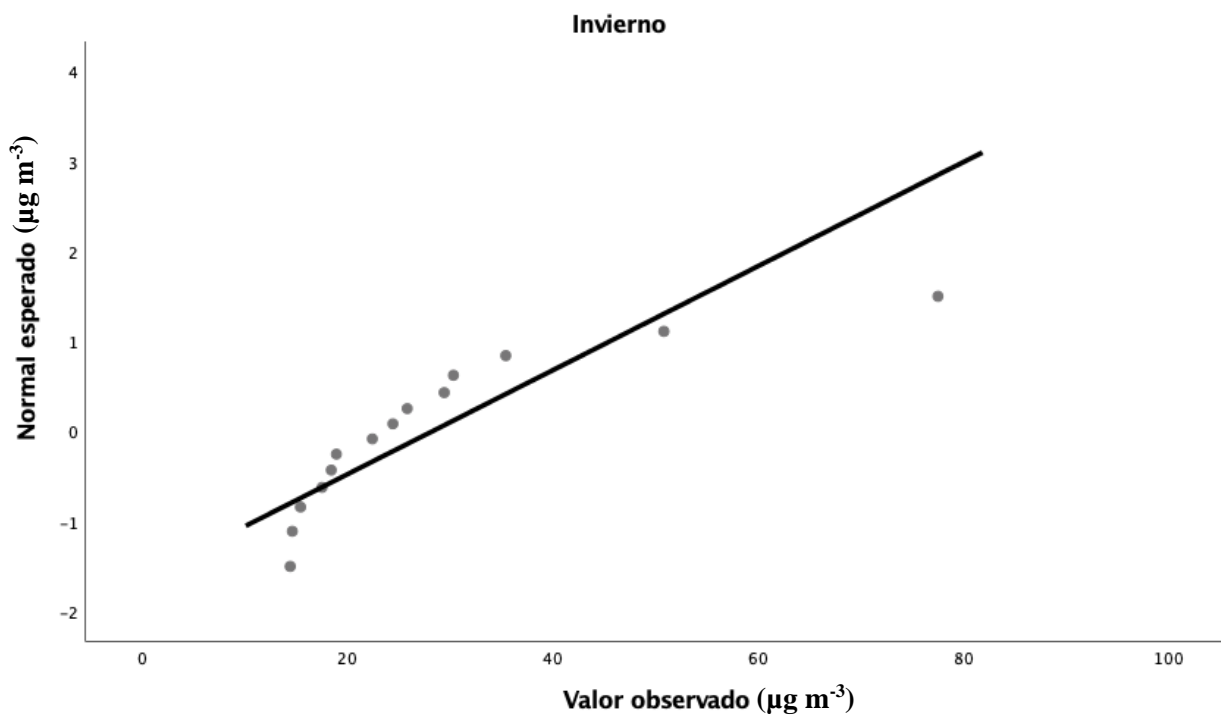


Figura 21. Gráfica de normalidad para la concentración promedio de 24-h de PM<sub>2.5</sub> en otoño de 2018.

## A.5.2. Carbono negro (BC)

Tabla 21. Prueba de normalidad para la concentración promedio de 1-h de BC en otoño de 2017.

	Kolmogorov-Smirnov <sup>a</sup>			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Otoño2017	.189	409	.000	.720	409	.000

a. Corrección de significación de Lilliefors

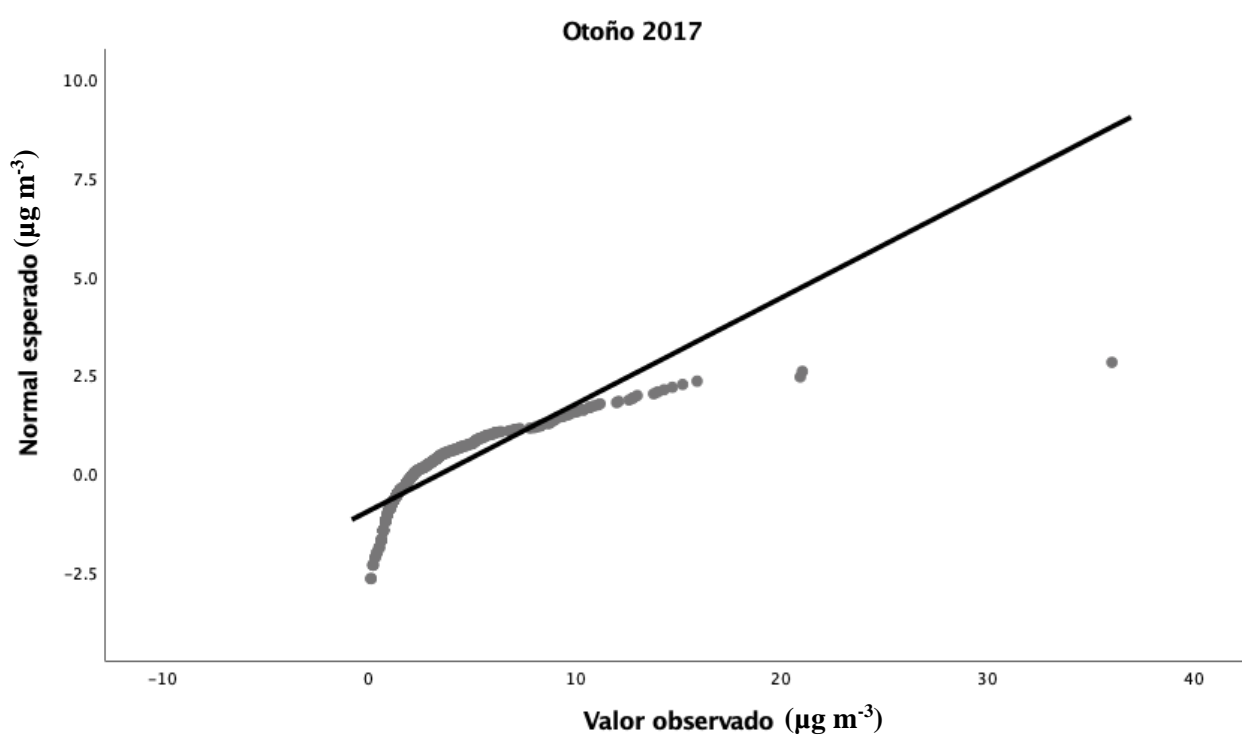


Figura 22. Gráfica de normalidad para la concentración promedio de 1-h de BC en otoño de 2017.

Tabla 22. Prueba de normalidad para la concentración promedio de 1-h de BC en invierno de 2017.

	Kolmogorov-Smirnov <sup>a</sup>			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Invierno2017	.149	362	.000	.815	362	.000

a. Corrección de significación de Lilliefors

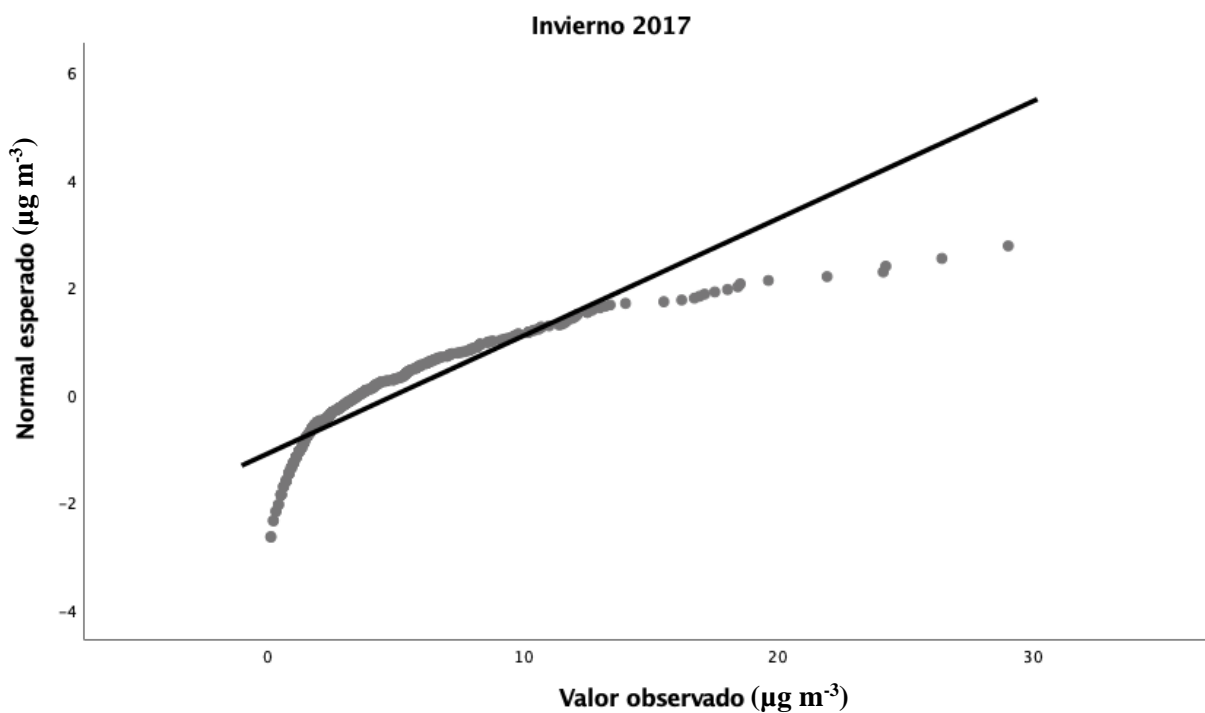


Figura 23. Gráfica de normalidad para la concentración promedio de 1-h de BC en invierno de 2017.

Tabla 23. Prueba de normalidad para la concentración promedio de 1-h de BC en primavera de 2018.

	Kolmogorov-Smirnov <sup>a</sup>			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Primavera2018	.278	337	.000	.579	337	.000

a. Corrección de significación de Lilliefors

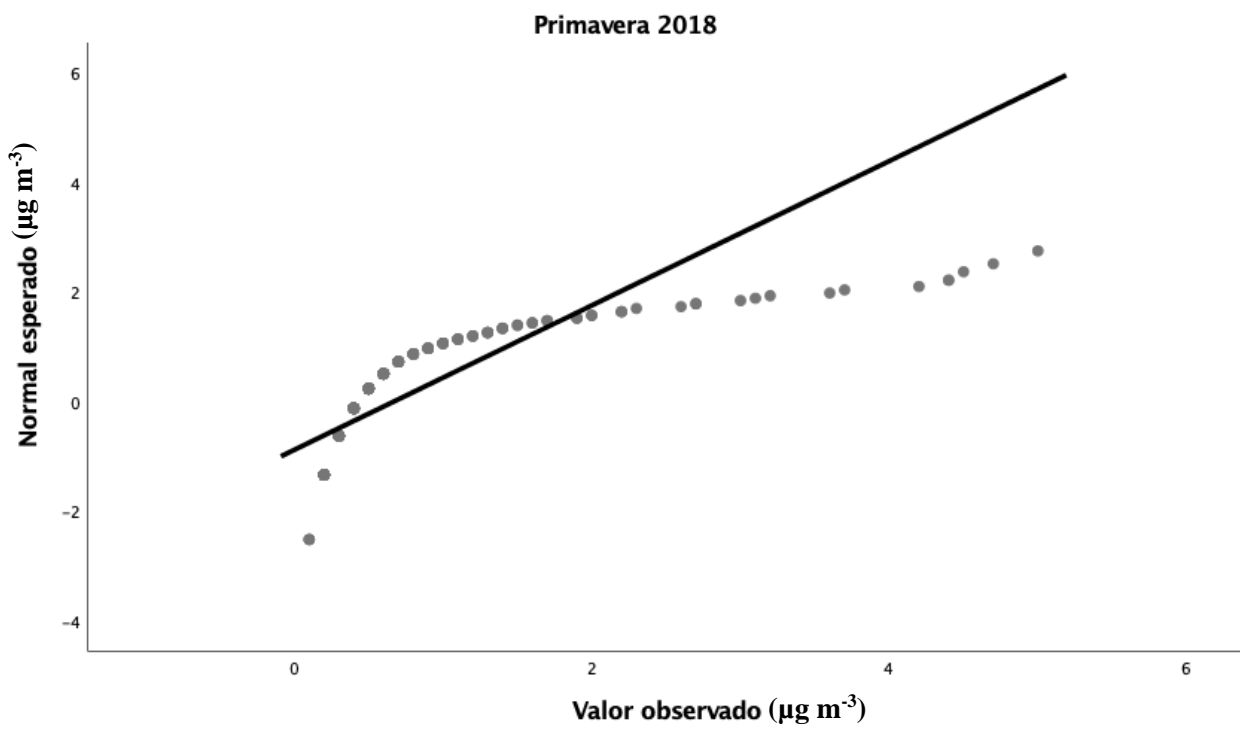
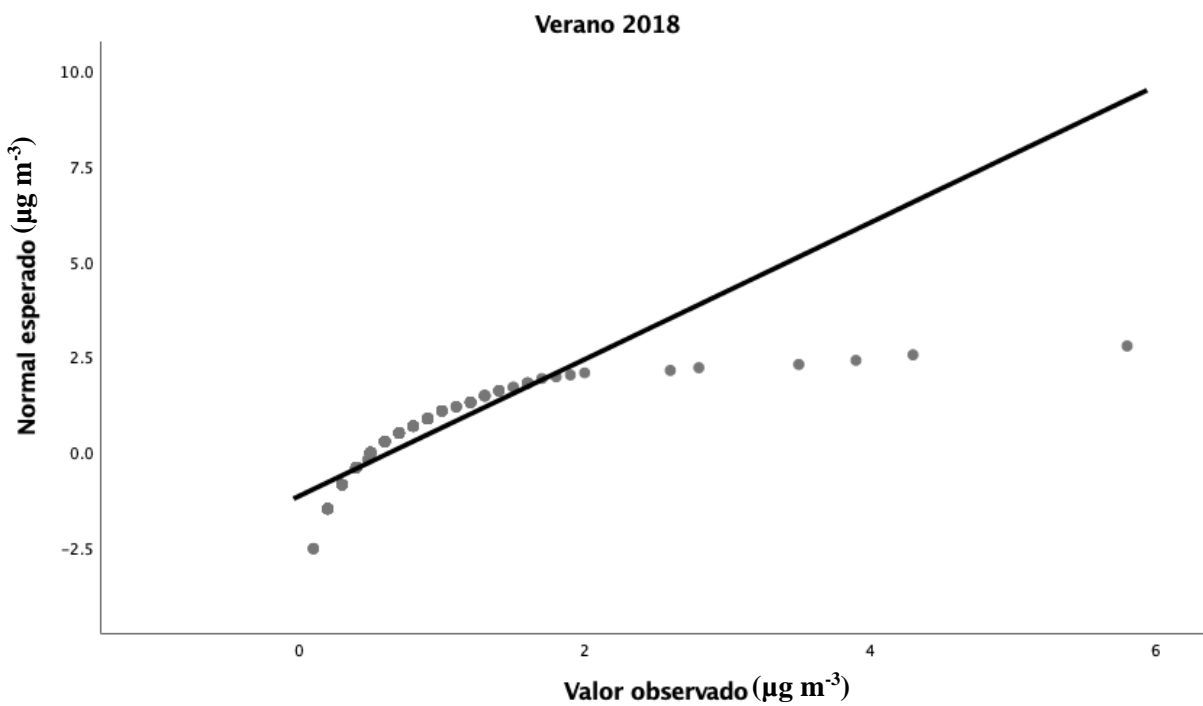


Figura 24. Gráfica de normalidad para la concentración promedio de 1-h de BC en primavera 2018.

**Tabla 24.** Prueba de normalidad para la concentración promedio de 1-h de BC en verano de 2018.

	Kolmogorov-Smirnov <sup>a</sup>			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Verano2018	.202	365	.000	.641	365	.000

a. Corrección de significación de Lilliefors



**Figura 25.** Gráfica de normalidad para la concentración promedio de 1-h de BC en verano 2018.

Tabla 25. Prueba de normalidad para la concentración promedio de 1-h de BC en otoño de 2018.

	Kolmogorov-Smirnov <sup>a</sup>			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Otoño2018	.284	337	.000	.457	337	.000

a. Corrección de significación de Lilliefors

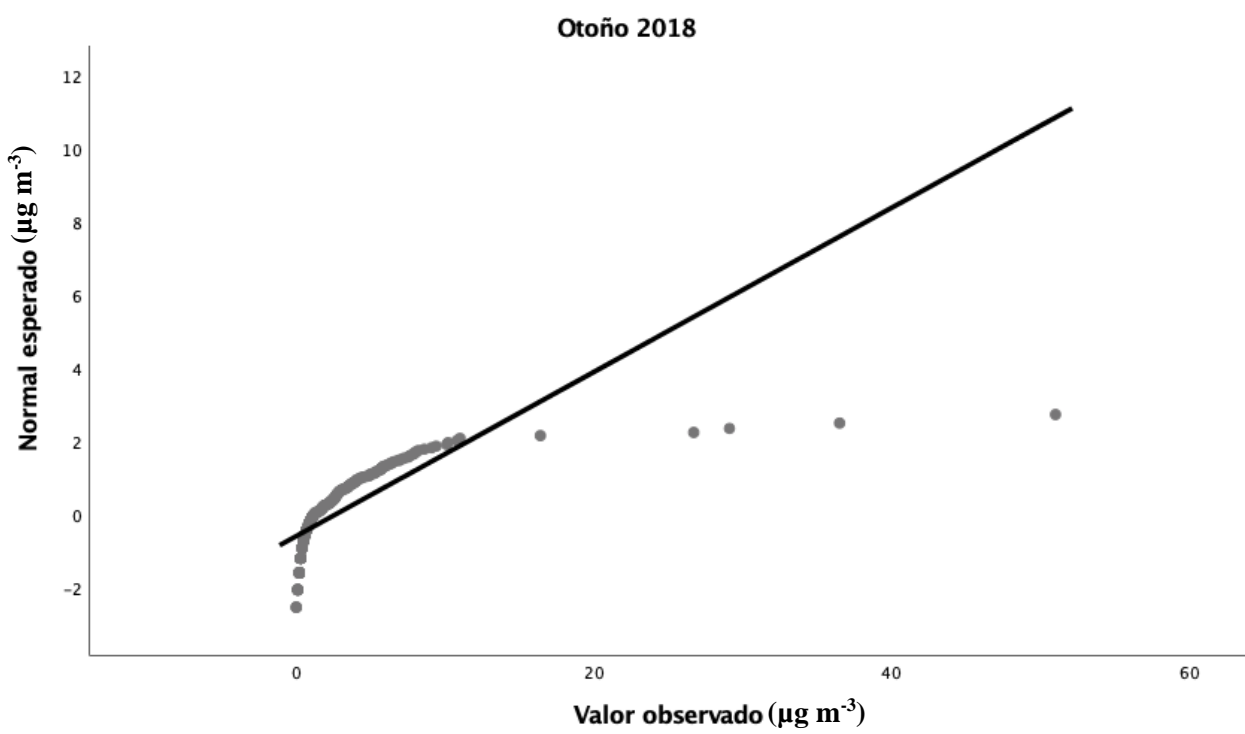


Figura 26. Gráfica de normalidad para la concentración promedio de 1-h de BC en otoño 2018.

Tabla 26. Prueba de normalidad para la concentración promedio de 1-h de BC en invierno de 2018.

	Kolmogorov-Smirnov <sup>a</sup>			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Invierno2018	.189	361	.000	.773	361	.000

a. Corrección de significación de Lilliefors

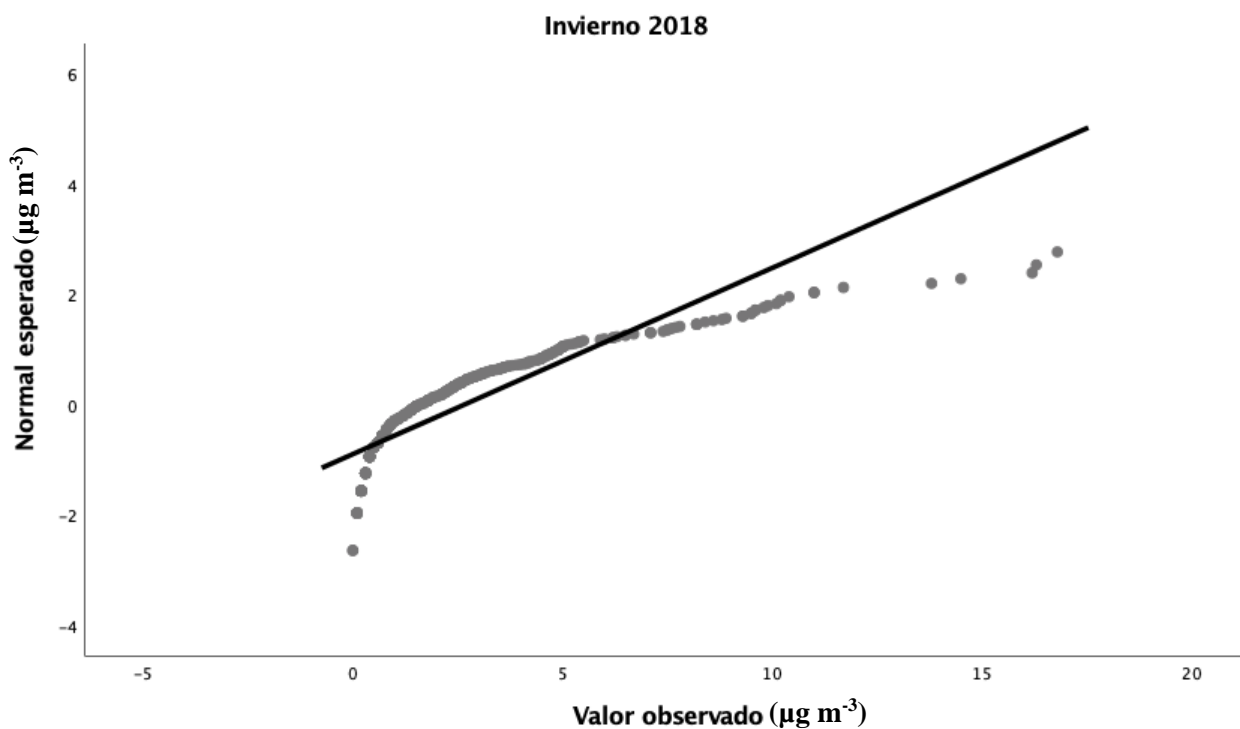


Figura 27. Gráfica de normalidad para la concentración promedio de 1-h de BC en invierno 2018.

## Anexo 6. Rosas de viento

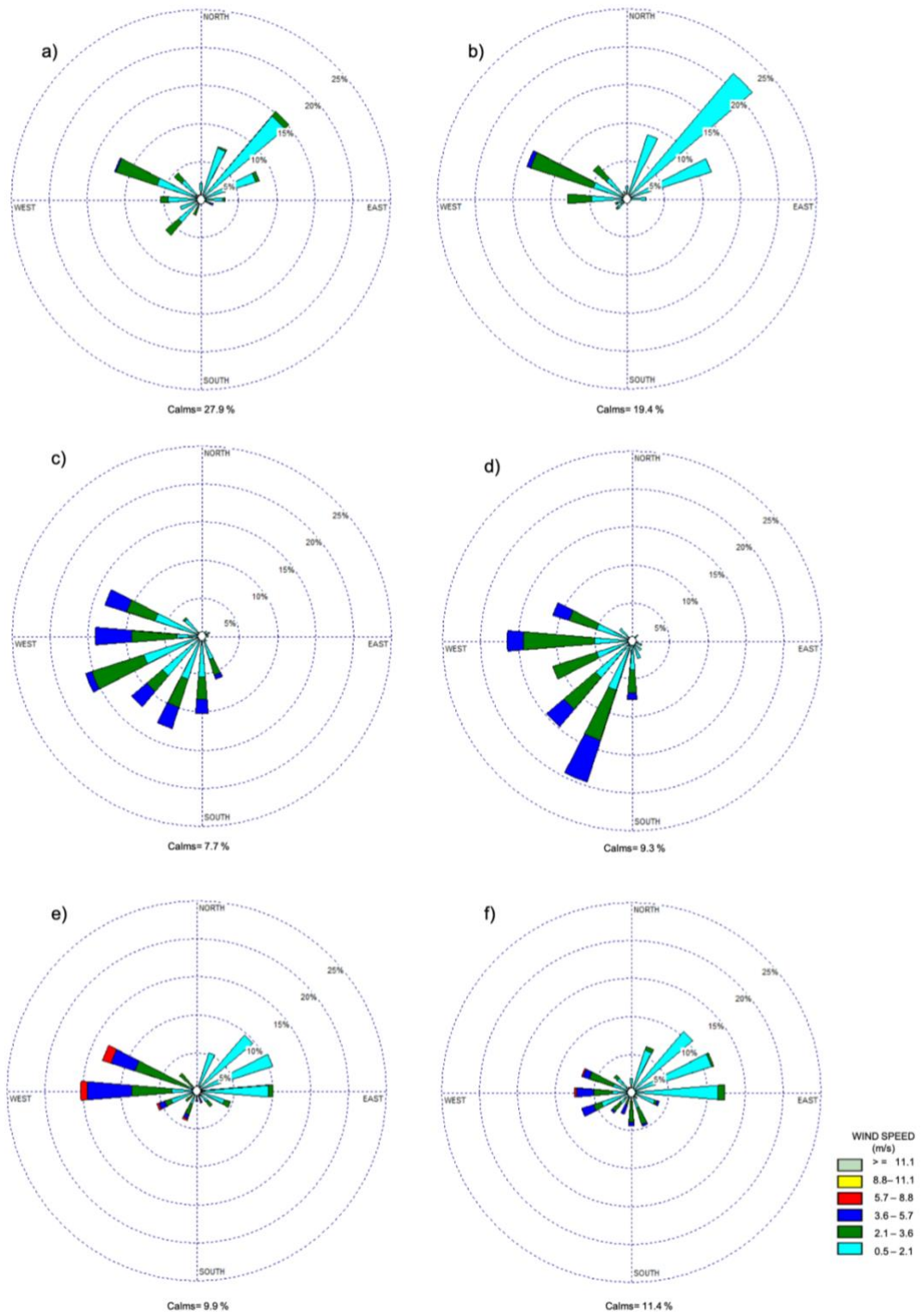


Figura 28. Rosas de los vientos durante: a) otoño 2017, b) invierno 2017, c) primavera 2018, d) verano 2018, e) otoño 2018, y f) invierno 2018.

## Anexo 7. Meteorológica

Tabla 27. Condiciones meteorológicas durante el estudio.

Temporada	Parámetro	Temperatura (°C)	%HR	Presión barométrica (mmHg)	Velocidad del viento (m s <sup>-1</sup> )
Otoño 2017	Media	15.6	74.9	1016.3	1.0
	Mediana	15.3	82.0	1016.0	0.8
	Q1	13.0	64.0	1015.0	0.4
	Q3	17.8	90.0	1018.0	1.4
	Máximo	28.5	98.0	1021.0	4.5
	N	369.0	369.0	369.0	369.0
Invierno 2018	Media	13.4	74.9	1019.7	1.2
	Mediana	13.2	80.0	1020.0	1.0
	Q1	10.2	62.0	1019.0	0.6
	Q3	16.7	93.0	1021.0	1.6
	Máximo	26.7	98.0	1024.0	4.0
	N	362.0	362.0	362.0	362.0
Primavera 2018	Media	16.3	78.0	1014.6	2.2
	Mediana	15.8	79.0	1015.0	2.0
	Q1	15.2	72.0	1013.0	1.2
	Q3	17.7	84.0	1016.0	3.1
	Máximo	19.9	95.0	1018.0	5.2
	N	337.0	337.0	337.0	337.0
Verano 2018	Media	20.5	80.8	1013.7	2.2
	Mediana	20.4	81.0	1014.0	2.1
	Q1	18.5	74.0	1013.0	1.1
	Q3	22.2	87.0	1015.0	3.2
	Máximo	27.4	97.0	1017.0	5.6
	N	365.0	365.0	365.0	365.0
Otoño 2018	Media	15.9	74.8	1016.1	2.1
	Mediana	15.9	77.0	1016.0	1.6
	Q1	13.7	67.5	1014.0	0.9
	Q3	17.9	85.0	1018.3	3.0
	Máximo	24.9	98.0	1023.0	6.9
	N	337.0	337.0	337.0	337.0
Invierno 2018	Media	12.6	75.4	1018.7	1.6
	Mediana	13.2	79.8	1018.8	1.2
	Q1	10.4	65.8	1016.0	0.7
	Q3	15.4	92.0	1020.5	2.3
	Máximo	10.4	65.8	1016.0	0.7
	N	361.0	361.0	257.0	361.0

## Anexo 8. Recopilación datos de tiempo de espera

**Tabla 28.** Estadísticas descriptivas del tiempo de espera de peatones y vehículos durante el cruce en SYPOE.

	<b>Parámetro (min)</b>	<b>Otoño 2017</b>	<b>Invierno 2017</b>	<b>Primavera 2018</b>	<b>Verano 2018</b>	<b>Otoño 2018</b>	<b>Invierno 2018</b>
Vehículos	Media	41.5	50.7	41.4	64.2	58.2	71.6
	Mediana	35.0	50.0	40.0	62.1	60.0	70.0
	Q1	20.0	30.0	30.0	45.0	30.0	35.0
	Q3	60.0	60.0	50.0	75.0	70.0	95.0
	Rango	0.0-220.0	0.0-190.0	10.0-110.0	3.0-190.0	5.0-210.0	0.0-200.0
	N	181	193	178	174	188	173
Peatones	Media	21.0	17.9	21.0	29.4	15.8	15.7
	Mediana	15.0	10.0	15.0	30.0	5.0	5.0
	Q1	5.0	5.0	5.0	10.0	5.0	5.0
	Q3	30.0	30.0	30.0	45.0	15.0	15.0
	Rango	0.0-115.0	0.0-70.0	0.0-80.0	0.0-110.0	0.0-180.0	0.0-150.0
	N	254	237	230	201	209	220

Article

# Concentrations and Oxidative Potential of PM<sub>2.5</sub> and Black Carbon Inhalation Doses at US–Mexico Port of Entry

Rita Zurita <sup>1</sup>, Penelope J. E. Quintana <sup>2</sup>, Yanis Toledano-Magaña <sup>3</sup> , Fernando T. Wakida <sup>1</sup> , Lupita D. Montoya <sup>2</sup> and Javier Emmanuel Castillo <sup>1,\*</sup> 

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, Calzada Universidad 14418 Parque Industrial Internacional, Tijuana 22427, Mexico; rita.zurita@uabc.edu.mx (R.Z.); fwakida@uabc.edu.mx (F.T.W.)

<sup>2</sup> School of Public Health, San Diego State University, 5500 Campanile Drive, San Diego, CA 92182-4162, USA; jquntan@sdsu.edu (P.J.E.Q.); Idmontoya@sdsu.edu (L.D.M.)

<sup>3</sup> Nanoscience and Nanotechnology Center (CNyN), Campus Ensenada, National Autonomous University of Mexico (UNAM), Mexico City 04510, Mexico; yanis.toledano@uabc.edu.mx

\* Correspondence: castillo@uabc.edu.mx; Tel.: +52-664-979-75-00 (ext. 54312)

**Abstract:** Located between Mexico and the US, the San Ysidro/El Chaparral Land Port of Entry (SYPOE) is one of the busiest border crossings in the world. People with activities at the SYPOE are exposed to vehicular pollutants, especially particles with aerodynamic diameters < 2.5 µm (PM<sub>2.5</sub>) and black carbon (BC), both associated with adverse health effects. This study presents the first PM<sub>2.5</sub> and BC concentration measurements collected on the Mexican side of the SYPOE. The oxidative potential (OP) for PM<sub>2.5</sub> and the inhalation dose of BC for people at the border were also evaluated. Autumn and winter showed the highest PM<sub>2.5</sub> concentrations (at 28.7 µg m<sup>-3</sup> and 28.2 µg m<sup>-3</sup>, respectively). BC concentration peaked in the winter of 2017 (at 5.7 ± 6 µgm<sup>-3</sup>), demonstrating an increase during periods with low wind speeds. The highest OP<sub>DTT</sub> of PM<sub>2.5</sub> was reached in winter, with a value of 18.5 pmol min<sup>-1</sup> µg<sup>-1</sup> (0.6 nmol min<sup>-1</sup> m<sup>-3</sup>). The highest average daily inhalation dose for pedestrians was registered in the autumn of 2018 (5.9 µg for a 60-min waiting time), whereas, for workers, it was in the winter of 2017 (19 µg for a 10-h shift on average). Decreasing waiting times for pedestrians and adjusting work schedules for border workers on high concentration days could ameliorate environmental justice.

**Keywords:** workers; fine particle matter; san ysidro land port of entry; traffic pollution; pedestrians; oxidative potential



**Citation:** Zurita, R.; Quintana, P.J.E.; Toledano-Magaña, Y.; Wakida, F.T.; Montoya, L.D.; Castillo, J.E. Concentrations and Oxidative Potential of PM<sub>2.5</sub> and Black Carbon Inhalation Doses at US–Mexico Port of Entry. *Environments* **2024**, *11*, 128. <https://doi.org/10.3390/environments11060128>

Academic Editors: Sripriya Nannu Shankar, Tara Sabo-Attwood, Jana S. Kesavan and Sanghee Han

Received: 8 May 2024  
Revised: 14 June 2024  
Accepted: 16 June 2024  
Published: 18 June 2024



**Copyright:** © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## 1. Introduction

The US–Mexico border is a unique region, with shared water resources and atmospheric basins. This joint border area has a complex relationship encompassing social, cultural, and economic elements. The urban population in this area has been growing in the last decade, with growth rates currently higher than national ones. From 1969 to 2020, the growth rate exceeded 60% on both sides of the border [1,2]; however, this growth has not included infrastructure improvements, generating binational environmental and public health challenges [3,4]. As such, the community of San Ysidro has been recently classified as a priority area in terms of environmental justice by the state of California [5].

The San Ysidro/El Chaparral Port of Entry (SYPOE) is the most active ports in the western hemisphere. The El Chaparral Port of Entry is operated by the Mexican Customs Authority for vehicles and pedestrians crossing from the United States into Mexico, while the San Ysidro Port corresponds to the US Customs Authority for entering the US [6]. In 2017, approximately 70,000 passenger vehicles and 20,000 pedestrians crossed the border into San Ysidro per day [7]. In 2019, waiting times reached up to 3 h [6].