



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA
Centro de Ciencias de la Atmósfera

Caracterización de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en la zona de La Merced de la Ciudad de México: su posible papel en la expresión de los receptores celulares relacionados a moléculas de adhesión

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS DE LA TIERRA

PRESENTA

M. en C. Raúl Omar Quintana Belmares

TUTOR

Dr. Ernesto Alfaro Moreno

Posgrado de Ciencias de la Tierra

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR

Dra. Irma A. Rosas Pérez.

Centro de Ciencias de la Atmósfera

Dr. Javier Miranda Martín del Campo

Instituto de Física

Dr. Arón Jazcilevich Diamant

Centro de Ciencias de la Atmósfera

Ciudad Universitaria, Cd. Mx., noviembre 2019.



Universidad Nacional
Autónoma de México



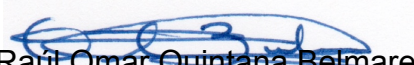
UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

"Declaro conocer el Código de Ética de la Universidad Nacional Autónoma de México, plasmado en la Legislación Universitaria. Con base en las definiciones de integridad y honestidad ahí especificadas, aseguro mediante mi firma al calce que el presente trabajo es original y enteramente de mi autoría. Todas las citas de, o referencias a, la obra de otros autores aparecen debida y adecuadamente señaladas, así como acreditadas mediante los recursos editoriales convencionales".



Raúl Omar Quintana Belmares



POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA

Cd. Universitaria, México, D.F., 04510

Of. No. PCT/CSG/1343/18

Asunto: Aprobación de tema, asesor de tesis
y asignación de jurado para examen de grado.

QUINTANA BELMARES RAÚL OMAR

ESTUDIANTE DE DOCTORADO

P R E S E N T E,

El Comité Académico de Posgrado, reunido el 25 de octubre del año en curso, aprobó el título de tesis **“Caracterización de PM₁₀ y PM_{2.5} en la zona de La Merced de la Ciudad de México: su posible papel en la expresión de los receptores celulares relacionados a moléculas de adhesión”**. Así mismo ratificó al Dr. Ernesto Alfaro Moreno, como su asesor de tesis y designó a los siguientes investigadores como jurado para su examen de grado.

Dr. Javier Martín del Campo	Presidente
Dra. Elizabeth Vega	Vocal
Dr. Ernesto Alfaro Moreno	Secretario
Dra. Rebeca López Marure	Suplente
Dra. Patricia Segura Media	Suplente

Sin otro particular por el momento, reciba un saludo cordial.

Atentamente,

“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”

Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 25 de octubre de 2018.

COORDINADORA DEL PROGRAMA

DRA. CHRISTINA SIEBE GRABACH

CSG'gaba

Institutos de Geofísica, Geología, Geografía e Investigaciones en Matemáticas
Aplicadas y en Sistemas, Centros de Ciencias de la Atmósfera y de Geociencias,
Facultades de Ciencias e Ingeniería.
Tels. 5622•4130, 5622•4324 ext. 122,
<http://www.pctierra.unam.mx>
pctierra@unam.mx

AGRADECIMIENTOS

A la **UNAM** mi eterno agradecimiento por ser mi *alma mater*, en especial al *Centro de Ciencias de la Atmósfera* por abrirme las puertas para mis estudios de posgrado.

Al **Instituto Nacional de Cancerología** y sus autoridades por permitirme desarrollarme profesionalmente como Investigador en Ciencias Médicas.

Al **CONACyT** por la beca de doctorado otorgada (CVU/Becario): 233221/212696. Apoyo 368299.

A mi tutor, **Dr. Ernesto Alfaro Moreno** por ser guía y maestro de vida, por el tiempo y la paciencia dedicados a sus múltiples aportaciones a este proyecto.

A los **Dr. Javier Miranda** y **Dra. Irma Rosas**, estoy sinceramente muy agradecido por sus grandes contribuciones a este proyecto.

Del INCan

Biol. Andrea Rivera Pineda, Biol. Rocío Morales Bárcenas, Q.F.B. Ma. Inés López Vázquez, Biol. Nalleli Reyes Martínez, M. en C. Angélica Montiel Dávalos, por su colaboración en las técnicas para el desarrollo de este proyecto.

Dra. Yesennia Sánchez Pérez, Dra. Claudia García Cuéllar, Dr. Luis Herrera Montalvo y Dr. David Cantú De León, por el apoyo para lograr cumplir el objetivo.

Al Instituto de Física, UNAM.

Fis. Juan Carlos Pineda, M. en C. Enrique Hernández López, Dr. Javier Miranda Martín del Campo, por su colaboración en los análisis de XRF.

Grupo de Aerobiología, CCA, UNAM.

M. en C. Eva Salinas, M. en C. Leticia Martínez, Dra. Irma Aurora Rosas Pérez, por su colaboración en los análisis de endotoxinas.

Grupo de Especiación Química de Aerosoles, CCA, UNAM.

Dra. Brenda Liz Valle Hernández, Q. Graciela Santos, Dr. Omar Amador Muñoz, por su ayuda en los análisis de HAP.

Grupo de Aerosoles Atmosféricos, CCA, UNAM.

Q. Ma. Isabel Saavedra Rosado, Dr. Oscar Peralta, Dra. Telma Castro, por su apoyo en los análisis de carbono.

A los Dr. Hugo Alberto Barrera Huertas y Dr. Aron Jazcilevich Diamant, por sus comentarios y aportaciones a este proyecto.

A los miembros del jurado: Dra. Rebeca López Marure, Dra. Elizabeth Vega Rangel, Dra. Patricia Segura Medina, por sus amables recomendaciones, tiempo, paciencia y contribuciones para el mejoramiento de esta tesis.

DEDICATORIAS

A mi hermosa familia, a Fabiola, a mis hijos Raúl Oriol y Fabrizio Omar, por la paciencia y aguante que le han tenido a este loco optimista, porque saben que todo saldrá bien. Mi felicidad absoluta por ustedes.

A mi madre María Luisa y a mi hermano Saúl Armando, mi núcleo familiar, gracias por estar y permanecer ahí, les quiero.

A mis tías: Sara Elia Belmares, Elsa Belmares, Paty Tello; al abuelo Alfredo Benítez; a mis queridos primos: Ynttli, Mery, Nils, Gustavo, Monserrat y Paola; a la familia Galicia-Villanueva, Fernando Galicia, Verónica Hidalgo, Leonardo Vinicio y Lilia Villanueva; a la familia Quintana Silva, Bisa Elena Silva, Jesús, Fernando, Amalia y Fer; a mis amigos: Yebel, Zaida, Alejandro, Franciaso, Gabriel, Juvenal, Luis, Oswaldo, Quetzalcoatl y Valter.

A mis maestros: Dr. Álvaro Osornio Vargas, Dr. Javier Miranda, Dra. Irma Rosas, Mtra. Clementina Pérez Duarte, por el constante aliento para seguir adelante, por sus consejos y colaboraciones. Mi admiración hacia ustedes.

A la memoria de mi querido tío José Alfonso “Pollito” Tello, mis papás Alfonso y Susy, y por supuesto a la abuela Luisita.

Finalmente dedico esta tesis a Ernesto Alfaro por ser un férreo consejero, quien me enseñó a distinguir entre la amistad y lo profesional, a no desistir e impulsarme para llegar a la meta a como de lugar. Quien creyó en mí en diversos momentos de la vida y bajo su dirección, logré llegar a concluir un doctorado desde la preparatoria, en verdad muchas gracias, “Ming En Duo” lo lograste!!!

ÍNDICE DE CONTENIDO

Resumen	13
Antecedentes	16
Contaminantes atmosféricos	17
Contaminación por partículas suspendidas	19
Características de las partículas suspendidas	22
Componentes orgánicos de las partículas suspendidas	25
Clasificación de HAP como cancerígenos según la IARC	27
Material biológico presente en las PM	31
Sitio de muestreo	32
Efectos en la salud relacionados con las PM	33
Hipótesis	36
Objetivo general	36
Objetivos particulares	36
Métodos	38
Muestreo	39
Diseño de rosas de vientos	40
Caracterización del DAM de las PM recuperadas	41
Análisis elemental contenido en las PM por XRF	42
Análisis de HAP contenidos en las PM	43
Análisis de ftalatos contenidos en las PM	45
Análisis de carbono contenido en las PM	45
Análisis de endotoxinas contenidas en las PM	46
Evaluación de receptores de moléculas de adhesión en células U-937 expuestas a PM	47
Análisis estadístico	49
Resultados	50
Muestreo	50
Determinación de la distribución de tamaños de PM ₁₀ y PM _{2.5} recuperadas de los muestreos en la CDMX	53
Distribución de tamaño	55
Rosas de viento	62
Análisis elemental por XRF	68
Análisis de HAP	73

Análisis de ftalatos	80
Análisis de carbono en PM	81
Endotoxinas	82
Receptores de moléculas de adhesión	83
Discusión	89
Muestreo	91
Recuperación y tamaño aerodinámico de las partículas	94
Evaluación de la composición de las partículas	95
Análisis elemental	96
Análisis de HAP	97
Presencia de ftalatos	99
Receptores de moléculas de adhesión	101
Los efectos de partículas y posibles implicaciones de la composición	104
Análisis de correlación	106
Conclusiones	108
Referencias	109
Apéndice	125
Análisis morfológico de pm por microscopía electrónica de barrido	125

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Página
Figura 1. <i>The Houses of Parliament (Effect of Fog)</i> , Monet 1904.	19
Figura 2. Resumen esquemático de los métodos utilizados durante la realización de esta tesis.	38
Figura 3. Impactador de cascada y aplicaciones.	41
Figura 4. Mapa de ubicación del sitio de muestreo La Merced.	50
Figura 5. Distribución de tamaño de PM ₁₀ y PM _{2.5} determinadas un impactador en cascada para cada mes de muestreo.	55
Figura 6. Rosas de vientos para cada mes de muestreo de noviembre 2012 a mayo 2013.	63
Figura 7. Curvas de los elementos patrón para el análisis de PM por XRF.	68
Figura 8. Promedio de concentraciones elementales de PM ₁₀ y PM _{2.5} del análisis elemental por XRF.	72
Figura 9. Cromatograma de los estándares de HAP [100 pg/μL] y HAP-deuterados analizados por GC-MS.	73
Figura 10. Cromatograma de una muestra de PM _{2.5} correspondiente al mes de marzo 2013, donde se identifican los diferentes HAP analizados por GC-MS.	74
Figura 11. Promedio de HAP de PM ₁₀ y PM _{2.5} del análisis por CG-MS.	79
Figura 12. Expresión de receptor sLe ^x en moléculas de adhesión tempranas en células U937, expuestas por 3 horas a PM ₁₀ .	84
Figura 13. Expresión de receptor PSGL-1 en moléculas de adhesión tempranas en células U937, expuestas por 3 horas a PM ₁₀ .	84
Figura 14. Expresión de receptor LFA-1 en moléculas de adhesión tardías en células U937, expuestas por 24 horas a PM ₁₀ .	85

Figura 15. Expresión de receptor VLA-4 en moléculas de adhesión tardías en células U937, expuestas por 24 horas a PM ₁₀ .	85
Figura 16. Expresión de receptor α V- β 3 en moléculas de adhesión tardías en células U937, expuestas por 24 horas a PM ₁₀ .	86
Figura 17. Expresión de receptor sLe ^x en moléculas de adhesión tempranas en células U937, expuestas por 3 horas a PM _{2.5} .	86
Figura 18. Expresión de receptor PSGL-1 en moléculas de adhesión tempranas en células U937, expuestas por 3 horas a PM _{2.5} .	87
Figura 19. Expresión de receptor LFA-1 en moléculas de adhesión tardías en células U937, expuestas por 24 horas a PM _{2.5} .	87
Figura 20. Expresión de receptor VLA-4 en moléculas de adhesión tardías en células U937, expuestas por 24 horas a PM _{2.5} .	88
Figura 21. Expresión de receptor α V- β 3 en moléculas de adhesión tardías en células U937, expuestas por 24 horas a PM _{2.5} .	88
Figura 22. Mapa del sitio de muestreo Merced, donde se muestra la ubicación de centros escolares y hospitales.	93
Figura 23. Diagrama. Los efectos de partículas y posibles implicaciones de la composición.	105
Figura 24. Espectro de rayos X de una membrana de nitrocelulosa.	126
Figura 25. Micrográficas de PM ₁₀ analizadas por microscopía electrónica de barrido.	126
Figura 26. Espectro de una muestra de PM ₁₀ analizada por microscopía electrónica de barrido.	127
Figura 27. Micrográficas de PM _{2.5} analizadas por microscopía electrónica de barrido.	127
Figura 28. Espectro de una muestra de PM ₁₀ analizada por microscopía electrónica de barrido.	128
Figura 29. Espectro de PM ₁₀ por MEB.	128

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro	Página
Cuadro 1. Contaminantes criterio, sus normas y límites.	18
Cuadro 2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos clasificados por la IARC.	27
Cuadro 3. Periodos de viento en calma, correspondientes a los meses de muestreo.	40
Cuadro 4. Stock de 30 estándares del HAP.	44
Cuadro 5. Cantidad de PM recuperado (mg), y el promedio, máximos y mínimos que reportó la RAMA para las mismas semanas de muestreo $\mu\text{g}/\text{m}^3$.	51
Cuadro 6. Promedio mensual de muestreo en 24 horas sitio Merced $\mu\text{g}/\text{m}^3$.	52
Cuadro 7. Promedio mensual del diámetro aerodinámico másico (DAM).	54
Cuadro 8. Concentración elemental encontrada en PM_{10} por medio de análisis con XRF.	70
Cuadro 9. Concentración elemental encontrada en $\text{PM}_{2.5}$ por medio de análisis con XRF.	71
Cuadro 10. Tiempos de retención y porcentaje de recobros de los HAP analizados por GC-MS.	75
Cuadro 11. Concentración de HAP encontrada en PM_{10} [ng/mg].	77
Cuadro 12. Concentración de HAP encontrada en $\text{PM}_{2.5}$ [ng/mg].	78
Cuadro 13. Concentraciones de ftalatos detectados en muestras de PM_{10} (A) y $\text{PM}_{2.5}$ (B).	80
Cuadro 14. Promedio mensual de la concentración de carbono orgánico (CO) y carbono elemental (CE) encontrado en muestras de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$.	81
Cuadro 15. Promedio mensual de la concentración de endotoxinas de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$.	82

ABREVIATURAS

CDMX	Ciudad de México.
CG-EM	Cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas.
COV	Compuestos orgánicos volátiles.
DAM	Diámetro aerodinámico.
EC	Carbono elemental.
FS	Fosfatidilserina.
HAP	Hidrocarburos aromáticos policíclicos.
Hi-Vol	Muestreador de alto volumen.
IARC	Agencia Internacional para la Investigación en Cáncer (por sus siglas en inglés).
LAL	Lisado de Amebocitos de Limulus.
LFA-1	Antígeno 1 asociado a la función del linfocito.
OC	Carbono orgánico.
PM	Partículas suspendidas, por sus siglas en inglés <i>Particulate Matter</i> .
PM ₁₀	Partículas suspendidas con diámetro aerodinámico $\leq 10 \mu\text{m}$.
PM _{2.5}	Partículas suspendidas con diámetro aerodinámico $\leq 2.5 \mu\text{m}$.
PSGL-1	Ligando-1 de glicoproteína de Selectina P.
PST	Partículas suspendidas totales.
RAMA	Red Automática de Monitoreo Atmosférico.
REDMA	Red Manual de Monitoreo Atmosférico.
REDMET	Red de Meteorológica y Radiación Solar
s-Lewis ^x	Sialil de Lewis x.
SIMAT	Sistema de Monitoreo Atmosférico de la Ciudad de México.
TC	Carbono total.
TNF α	Factor de necrosis tumoral alfa.
TOR	Reflectancia termo-óptica.
VLA-4	Antígeno 4 muy tardío.
XRF	Fluorescencia de rayos X.
aV-b3	integrina alfa V e integrina beta 3.

RESUMEN

La exposición a partículas suspendidas (PM) está relacionada con riesgos en la salud. El aire de la Ciudad de México (CDMX) presenta niveles muy elevados de contaminación y en particular de PM, por ejemplo el promedio anual para 2018 de PM₁₀ fue $43.2 \pm 11.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y de PM_{2.5} $23 \pm 4.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, los cuales están relacionados con emisiones naturales y antropogénicas. La composición de las PM es un factor fundamental para su toxicidad. En estudios previos se ha observado que las PM de la zona Centro de la ciudad tiene un alto potencial citotóxico, genotóxico y proinflamatorio. Se ha demostrado que la exposición a partículas urbanas está relacionada con efectos inflamatorios en el aparato respiratorio, cambios en los tiempos de coagulación sanguínea y efectos cardiovasculares, entre otros.

En el presente estudio analizamos la composición de PM₁₀ y PM_{2.5} en una zona altamente contaminada de la CDMX y con una gran densidad poblacional. El muestreo de PM se realizó en la estación de monitoreo de La Merced en la zona Centro, utilizando muestreadores de alto volumen (Hi-Vol) y membranas de nitrocelulosa, durante las épocas de secas-frías (noviembre 2012 a febrero 2013) y secas-calientes (marzo a mayo de 2013). Las partículas recolectadas se recuperaron y se analizaron para su caracterización física, química y toxicológica. Adicionalmente, se determinó el tamaño de las partículas con un impactador de cascada.

Se realizó el análisis y cuantificación elemental por fluorescencia de rayos X (XRF), carbono orgánico y elemental por reflectancia termo-óptica (TOR), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y ésteres de ftalatos por cromatografía

de gases acoplada a espectrometría de masas (CG-EM). Se cuantificó el contenido de endotoxinas por Lisado de Amebocitos de Limulus (LAL). Igualmente, se determinó el diámetro aerodinámico de las partículas recuperadas de las membranas por medio de un impactador de cascada. Finalmente se analizó la expresión de receptores de moléculas de adhesión en monocitos humanos (células U-937), las cuales se expusieron a 0.001 µg/mL, 0.003 µg/mL, 0.01 µg/mL, 0.03 µg/mL, 0.3 µg/mL, 3 µg/mL y 30 µg/mL de PM, durante 3 h (expresión de moléculas de adhesión tempranas s-Lewis^X y PSGL-1) y 24 h (expresión de moléculas de adhesión tardías LFA-1, VLA-4 y αV-β3).

Se recuperaron en promedio 496 ± 76 mg de PM₁₀ y 149 ± 96 mg de PM_{2.5}. En el análisis elemental se identificaron 20 elementos, de los cuales el Al, Si, S, K, Ca, Fe y Zn estuvieron presentes en una mayor concentración. En cuanto al análisis de carbono se encontró una diferencia significativa en la concentración de carbono total mayor en PM_{2.5} la cual se debe a la concentración de carbono orgánico presente. En el análisis de HAP se observó que existe una mayor concentración en PM_{2.5}. Los HAP más representativos fueron: Benzo[k]fluoranteno (5.93; 8.72), Indeno[1,2,3-cd]pireno (4.10; 6.99), Benzo[e]pireno (3.84; 6.25), Benzo[b]fluoranteno (3.87; 5.43), Pireno (3.01; 4.66), Benzo[a]pireno (2.43; 4.00) Trifenileno (2.19; 3.19) ng/mg de partícula, concentraciones promedio de PM₁₀ y PM_{2.5} respectivamente. En el análisis de ésteres de ftalatos, las especies que se encontraron en mayor concentración fueron ftalato de bis (2-etilhexilo) DEHP y ftalato de di-n-butilo DnBP. La concentración de endotoxinas fue similar en ambos tamaños de PM, siendo mayor durante los meses de secas calientes (marzo-

mayo). El promedio del diámetro aerodinámico fue de 1.96 μm para PM_{10} y de 1.77 μm para $\text{PM}_{2.5}$, lo cual resulta menor con respecto al tamaño nominativo.

En cuanto a los ensayos biológicos, se observó una respuesta positiva de la expresión de los receptores de moléculas de adhesión a partir la concentración de 0.01 $\mu\text{g}/\text{mL}$ y hasta 30 $\mu\text{g}/\text{mL}$ ($p < 0.05$). En las concentraciones más bajas de 0.001 $\mu\text{g}/\text{mL}$ y 0.003 $\mu\text{g}/\text{mL}$ no hubo expresión de ninguna de las moléculas evaluadas.

Nuestros resultados indican que a pesar de que el tamaño aerodinámico determinado es similar para ambos tipos de partículas, existen diferencias en la composición y la distribución de los componentes de PM. Con ellos se activan los receptores de moléculas de adhesión tempranas y tardías en monocitos U-937, independientemente del tamaño de partícula y del mes de muestreo, produciendo efectos con concentraciones desde 0.01 $\mu\text{g}/\text{mL}$.

ANTECEDENTES

El crecimiento acelerado y desordenado de grandes ciudades, tales como la Ciudad de México (CDMX), ha originado un constante y progresivo deterioro del ambiente. El uso de gasolina, diesel, biodiesel y gas en el transporte, la generación de energía eléctrica y la industria representan las principales fuentes de emisión de contaminantes a la atmósfera (Vega *et al.*, 2000). Una vez que son emitidos, los gases y las partículas se mezclan en la atmósfera, haciendo que la calidad del aire se vea deteriorada, a tal grado que los niveles de los contaminantes impactan negativamente, y de manera significativa, en la salud de los habitantes de dichas ciudades (Querol *et al.*, 2008; Kleinman *et al.*, 2008).

La exposición a partículas suspendidas (*PM*, por sus siglas en inglés *Particulate Matter*), se relaciona con un aumento en la mortalidad, enfermedades cardio-respiratorias y desarrollo de algunos tipos de cáncer. (Pope *et al.*, 2002 y 2004; Falcón-Rodríguez *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2018). Las PM son una mezcla compleja de elementos, metales, compuestos orgánicos como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (Nel *et al.*, 2001; Donaldson *et al.*, 2003), carbono elemental y componentes biológicos (Osornio-Vargas *et al.*, 2003; Rosas *et al.*, 2007).

Debido a la gran complejidad química y a la diversidad morfológica de las partículas, a los cambios en el estado del tiempo, cambios en combustibles y muchas otras variables, es importante proseguir con la caracterización físico-química y toxicológica de este contaminante.

CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS

Los contaminantes del aire se clasifican en contaminantes primarios y secundarios. Los contaminantes primarios son aquellos que son emitidos directamente por la fuente, como el monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), dióxido de azufre (SO₂), óxido de nitrógeno (NO), algunos hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y las partículas suspendidas (PST, PM₁₀ y PM_{2.5}). Los contaminantes secundarios se forman a partir de los primeros mediante procesos fisicoquímicos. Entre éstos, el dióxido de nitrógeno (NO₂), ozono (O₃), ácidos sulfúrico (H₂SO₄) y nítrico (HNO₃) (Secretaría del Medio Ambiente, DF 2015). Las partículas suspendidas pueden ser consideradas contaminantes primarios provenientes de fuentes naturales y de combustión, y otra proporción se puede considerar secundaria debido a que se forma como consecuencia de procesos de coagulación, condensación, oxidación entre los contaminantes primarios y compuestos ya presentes en la atmósfera.

Algunos de los contaminantes primarios y secundarios son denominados contaminantes criterio, que se utilizan como un indicador para tomar decisiones y para informar a la población sobre los niveles de contaminación. Los contaminantes criterio son: O₃, CO, SO₂, NO₂, PM₁₀, PM_{2.5} y Pb (Cuadro 1).

Contaminante criterio	Norma Oficial Mexicana	Límite
O ₃	NOM-020-SSA1-2014	0.095 ppm, promedio horario. Promedio móvil de 8 h, 0.070 ppm, máximo anual del promedio móvil de 8 h.
CO	NOM-021-SSA1-1993	11.0 ppm, máximo anual como promedio móvil de 8 h.
SO ₂	NOM-022-SSA1-2010	0.110 ppm = 341 µg/m ³ en 24 h una vez al año. 0.200 ppm, segundo máximo anual como promedio móvil. 0.025 ppm, promedio anual.
NO ₂	NOM-023-SSA1-1993	0.210 ppm, promedio horario.
PM ₁₀	NOM-025-SSA1-2014	75 µg/m ³ , promedio 24 h. 40 µg/m ³ , promedio anual.
PM _{2.5}	NOM-025-SSA1-2014	45 µg/m ³ , promedio 24 h. 12 µg/m ³ , promedio anual.
Pb	NOM-026-SSA1-1993	1.5 µg/m ³ , en un periodo de 3 meses promedio aritmético.

Cuadro 1. Contaminantes criterio, sus normas y límites. (Secretaría del Medio Ambiente, GDF 2019).

CONTAMINACIÓN POR PARTÍCULAS SUSPENDIDAS

La contaminación del aire es de gran importancia en el mundo y en especial en las grandes ciudades donde se encuentran altas cantidades de emisiones por el sistema de transporte y por actividad industrial (Mage *et al.*, 1996). De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud cerca de 4.2 millones de muertes anuales están relacionadas con la presencia de contaminantes atmosféricos (WHO 2018). Históricamente, Londres es un caso emblemático, en donde desde la segunda mitad del siglo XIX se fue haciendo evidente la acumulación de contaminantes en la atmósfera asociada a condiciones climatológicas y a la presencia de la industria y el uso de carbón como fuente de energía. El resultado de dicha acumulación es la “neblina” londinense (Figura 1).



Figura 1. *The Houses of Parliament (Effect of Fog)*, Monet 1904.

Algunos eventos históricos de gran relevancia y que señalaron a la contaminación atmosférica como fuente de importantes problemas en la salud, son el caso del valle del río Mosa, en Bélgica, en 1930, en donde varias decenas de personas fallecieron después de la exposición a altas concentraciones de contaminación industrial asociada a condiciones climatológicas adversas (Ashe, W., Kehoe, R. 1958). Asimismo está el caso de Donora, Pensilvania, en 1948, en donde se observó una gran niebla tóxica debido a la generación de residuos de acero y zinc combinados con el vapor de H_2SO_4 , lo cual ocasionó daños en la salud de la población (Helfand *et al.*, 2001). El acontecimiento más relevante, y que apuntó nuevamente a la contaminación atmosférica como una causa de muerte en la población expuesta, ocurrió en Londres, en diciembre de 1952. A lo largo de una semana se generaron grandes episodios de neblina (*smog*), los cuales causaron la muerte de al menos 4,000 personas (aunque algunas estimaciones posteriores han incrementado la cifra a cerca de 12,000 decesos) (Smithard, E.H. 1954). En los meses posteriores a estos episodios, los niveles de mortandad fueron superiores a los reportados en condiciones en las que el factor de la contaminación no estaba presente (Bell *et al.*, 2004). Otro acontecimiento de suma importancia fue el denominado smog fotoquímico de Los Ángeles, en 1940, en donde se estudiaron contaminantes primarios, como NO, CO, SO₂, PM, y otros secundarios como O₃ y NO₂ (Tiao *et al.*, 1975), los cuales son conocidos hoy día como contaminantes criterio. Estos acontecimientos trajeron como consecuencia la creación de las primeras leyes de control ambiental, por ejemplo: las Leyes de Control de Contaminantes (1955) (Pub.L. 84–159, ch. 360, 69) y las Leyes de Aire Puro y Calidad (1970) (Rogers P., 1990).

Recientemente, en enero de 2013, en China, en la provincia de Beijing, se suscitaron episodios de neblina que llamaron la atención del mundo, ya que para las PM_{2.5} se registraron concentraciones de hasta 680 µg/m³ por hora (Wang Y. S. *et al.*, 2014), cuando la recomendación de la Organización Mundial de la Salud es de 25 mg/m³ promedio en 24 horas.

En la CDMX se ha presentado un problema de contaminación por partículas desde hace muchas décadas (Lacazaña-Navarro *et al.*, 1999). En la década de los 40's se registró un incremento importante de la población, la cual ascendió a 2 millones de habitantes aproximadamente. Este desarrollo acelerado de la zona urbana acrecentó los problemas de contaminación ambiental. Ya desde finales de 1950, Jáuregui realizó los primeros estudios de contaminación por partículas, que se encontraban asociados a las tolvaneras provenientes del lago de Texcoco (Jáuregui 1960). En la década de 1960 se realizaban monitoreos de la presencia de partículas en el aire por medio de la recolección del polvo suspendido (Bravo, 1960), y hacia finales de esa década, se tuvo la primera red de monitoreo de partículas (Márquez, 1970). En los años 70, dicha red se incrementó y se automatizó (Márquez, 1975). Otros de los factores que no ayuda a la dispersión de contaminantes es la orografía de la CDMX, ya que se encuentra rodeada por montañas (Jáuregui *et al.*, 1973); Además del aumento en la población, la cual llegó a 14 millones de habitantes en los 80's, y la mancha urbana se extendió sobre 800 km² (Jáuregui, 1983). Entonces los problemas de contaminación del aire se incrementaron sustancialmente. Esto motivó la creación de la Secretaría del Medio Ambiente en 1982, y años más tarde, en 1986, se creó la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA). Es durante estos años que se

hicieron los primeros esfuerzos por mitigar los problemas de contaminación ambiental. En 1991 se implementó el programa “Hoy no circula”, además se hizo una mejora en la calidad de las gasolinas, disminuyendo la concentración de azufre y eliminando el tetraetilo de plomo que se utilizaba como antidetonante, que liberaba el plomo como partícula (Secretaría del Medio Ambiente, DF 2015).

Actualmente se sabe que uno de los principales problemas de la CDMX es la flota vehicular, que asciende a más de 5 millones de vehículos, además de las zonas industriales, la ineficiencia para completar los procesos de combustión debido a la menor concentración de oxígeno en un 23 % menos en el aire a causa de la altitud de 2,200 metros sobre el nivel del mar, la radiación solar recibida y la formación de contaminantes fotoquímicos como el ozono (SMA-DF 2006). Actualmente la CDMX cuenta con el Sistema de Monitoreo Atmosférico (SIMAT).

La caracterización de la composición de las partículas es fundamental para poder comprender los posibles efectos adversos que dichas partículas podrían tener tanto en los seres vivos expuestos, como en el ambiente. Los primeros estudios de caracterización de PM comenzaron con el análisis gravimétrico (Bravo, 1960; Navarrete *et al.*, 1974; Bravo *et al.*, 1982), seguidos por diversos estudios de composición (Barfoot *et al.*, 1984; Aldape *et al.*, 1991; Miranda *et al.*, 1992; Rosas *et al.*, 1995; Vega *et al.*, 2001; Chow *et al.*, 2002; Molina *et al.*, 2007).

CARACTERÍSTICAS DE LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS

Las partículas suspendidas son uno de los principales contaminantes atmosféricos debido a concentración y a los efectos en la salud a los que se ha relacionado (World Bank 2013). Las partículas se clasifican con base en su

tamaño en: partículas suspendidas totales (PST), partículas con un diámetro aerodinámico menor o igual a 10 μm (PM_{10}), partículas con un diámetro aerodinámico menor o igual a 2.5 μm ($\text{PM}_{2.5}$) y las partículas ultrafinas, que son aquellas con un diámetro aerodinámico igual o menor que 0.1 μm ($\text{PM}_{0.1}$) (Wilson et al., 2002).

Las principales fuentes de emisión de PM en la atmósfera varían dependiendo de la zona geográfica (Vega et al., 2011). En el caso de la CDMX, son las fuentes antropogénicas, tanto fijas como móviles, las que contribuyen mayormente a la presencia de PM (Vega et al., 2009). Dentro de las fuentes fijas encontramos las industrias, los hogares (por la cocción de alimentos y la quema de combustibles en los calentadores), incendios de basura, quema de llantas, fogatas, etc. (Holman C., 1999; Wang L. et al., 2017). Mientras que dentro de las móviles tenemos principalmente los automóviles, transporte público y transporte de carga, entre otros (Colvile et al., 2001). A esto hay que agregar las partículas de origen natural o geológico como la erosión del suelo, suspensión de partículas provenientes de las zonas agrícolas, calles sin pavimentar y terrenos baldíos (Chow et al., 2002).

Las PM están compuestas por una mezcla compleja en la que su tamaño aerodinámico juega un papel fundamental por su capacidad de penetrar el organismo a través del aparato respiratorio (Pope et al., 2002; Alfaro-Moreno et al., 2002). El dogma epidemiológico en torno a la mortandad y morbilidad asociada a los eventos de altas concentraciones de partículas dictaba que sin importar la procedencia de las partículas, los incrementos en el número de visitas a salas de emergencia eran similares (Pope et al., 2006; Chen et al., 2016). Sin embargo,

diversos estudios han demostrado que la composición de las partículas se encuentra asociada a diferentes capacidades tóxicas (Rosas *et al.*, 2007; Manzano-León *et al.*, 2013). Por este motivo es de gran importancia que se realicen caracterizaciones exhaustivas de la composición de partículas presentes en la atmósfera.

A finales de los años ochenta y principios de los noventa, se tuvo ya mayor conocimiento acerca de la composición y caracterización de las partículas (Bravo *et al.*, 1982; Aldape *et al.*, 1991).

Las primeras caracterizaciones de partículas se centraron en el análisis por su tamaño en PST, PM₁₀ y PM_{2.5} (Bravo *et al.*, 1982; Salazar *et al.*, 1992). Se ha demostrado que las PST contienen principalmente elementos provenientes de suelo, mientras que las PM₁₀ presentan mayor contenido de metales (Barrera *et al.*, 2012; Marsi *et al.*, 2015), y finalmente las PM_{2.5}, con mayor contenido orgánico (Amador-Muñoz *et al.*, 2011).

En cuanto a las mayores concentraciones de PM, éstas se encuentran principalmente durante el periodo diurno, y la relación de PM₁₀/PST es entre 40 % y 60 % (Chow *et al.*, 2002). Las máximas concentraciones reportadas de iones como sulfato y nitrato se dan durante la temporada de secas (noviembre-mayo) y éstas constituyen, en promedio, 25 % de masa de las PST (Manzano-León *et al.*, 2016).

Algunos de los indicadores de la actividad industrial de la CDMX es que el S está presente en mayor concentración en la fracción PM_{2.5}, y los metales como Cu, Zn, Pb se encuentran predominantemente en las PM₁₀ (Salcedo *et al.*, 2006).

Las partículas primarias en su mayoría provienen de suelo, pero a éstas se

les adsorben compuestos orgánicos volátiles (COV), generados durante la combustión de hidrocarburos (Raga *et al.*, 2001).

Las relaciones en las concentraciones de $PM_{2.5}/PM_{10}$ se encuentran entre 40 % y el 60 % en distintas zonas de muestreo, siendo mayor para la zona Norte (Xalostoc) identificada como una zona altamente industrial; la zona Centro (Merced), comercial y con alto tránsito vehicular, y la zona Sur (Pedregal) principalmente residencial, pero con una fuerte presencia de tránsito vehicular. La menor concentración de PM se reporta durante la noche y las mayores se encuentran en la zona Norte, que es un sitio industrial (Vega *et al.*, 2004).

En diversos estudios de PM_{10} se ha encontrado que los elementos predominantes son Si, Ca, Mn, Fe y Cu, que son de origen geológico (Miranda *et al.*, 2004), y que las $PM_{2.5}$ están relacionadas con compuestos orgánicos, carbono orgánico y elemental, plomo y iones como el amonio NH_4^+ , nitratos NO_3^{1-} y sulfatos SO_4^{2-} (Vega *et al.*, 2004)

Un estudio del 2003 en la zona de La Merced además de encontrar los elementos comunes, también mostró presencia de Na, Ca y K, que se atribuye a las partículas provenientes del lago de Texcoco y de suelo resuspendido (Moya *et al.*, 2004, Barrera *et al.*, 2012).

COMPONENTES ORGÁNICOS DE LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS

En el caso de la CDMX, aproximadamente el 50 % de las PM_{10} están constituidas por $PM_{2.5}$, carbono elemental y orgánico, sulfatos, nitratos, amonio y componentes de la corteza terrestre (Chow *et al.*, 2002).

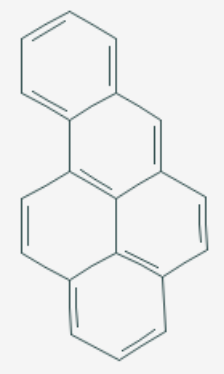



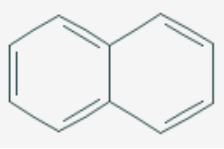



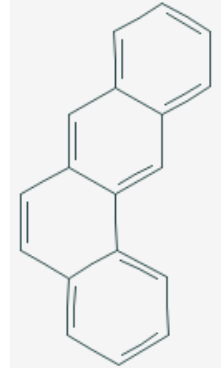


La fracción orgánica que conforma a las PM contiene hidrocarburos generados durante la combustión, además de compuestos orgánicos secundarios formados por reacciones fotoquímicas. Algunos de los compuestos orgánicos más representativos de esta mezcla son: hidrocarburos aromáticos policíclicos, aldehídos, cetonas, fenoles, quinonas, ftalatos, entre otros (Harrison *et al.*, 2000). Los aerosoles que contienen carbono pueden ser de origen primario o secundario, dependiendo de las fuentes de emisión y/o de los mecanismos de formación. El porcentaje de carbono orgánico presente en PM₁₀ es mayor en áreas urbanas que en las rurales, contribuyendo entre 10 % y 30 % de la masa total (Ramanathan *et al.*, 2003).

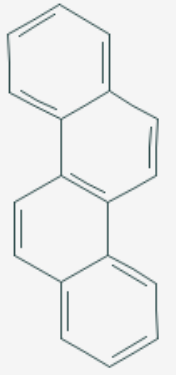

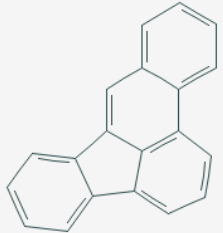
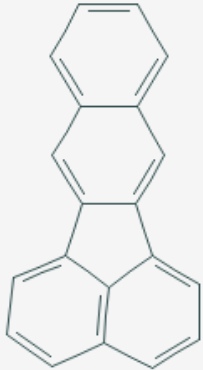

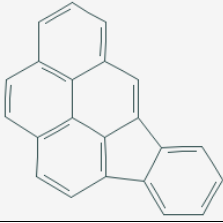

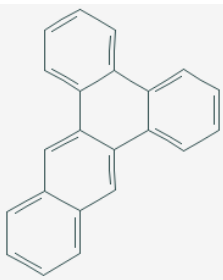

La combustión genera aerosoles de carbono llamado carbono elemental (EC), también conocido como hollín. El EC tiene una componente que se puede disolver en compuestos orgánicos y resiste la oxidación a temperaturas inferiores a los 400 °C. El EC es uno de los principales responsables de la absorción de la luz visible (Rosen *et al.*, 1980), además de ser corresponsable del cambio climático (Hansen y Nazarenko, 2004).

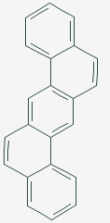


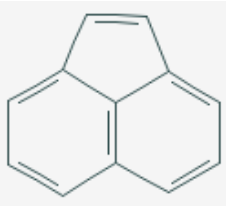


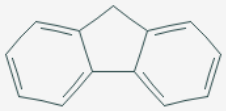


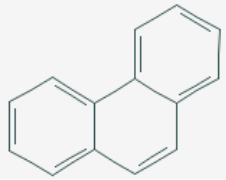


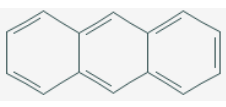


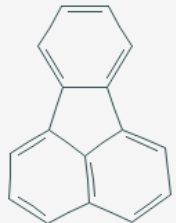


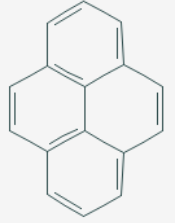


Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) son un grupo de compuestos orgánicos formados por dos o más anillos aromáticos, poco solubles en agua, lipofílicos y altamente solubles en compuestos orgánicos (diclorometano, acetona, tolueno, etc.) (EPA 2011). Los HAP se forman por la combustión incompleta de combustibles fósiles y su emisión está relacionada principalmente con las industrias, automóviles, quema de basura, incendios forestales y emisiones volcánicas (Raymond 2007). Se producen generalmente en zonas urbanas, con altas concentraciones por la mañana, y presentan una tendencia a

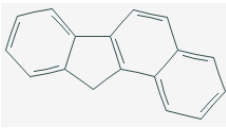

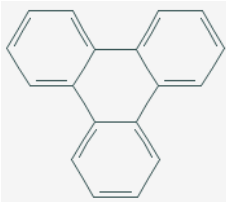



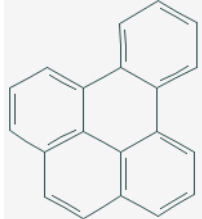


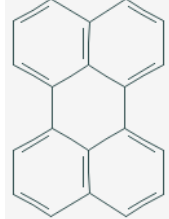


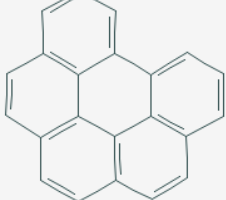

reaccionar en la atmósfera con ozono, óxidos de nitrógeno y dióxido de azufre (WHO 2000). Se han identificado más de 100 compuestos, pero sólo son 20 los que la IARC (*International Agency for Research on Cancer*, 2012) ha catalogado como posibles o probables cancerígenos (Cuadro 2).

CLASIFICACIÓN DE HAP COMO CANCERÍGENOS SEGÚN LA IARC.

Nombre	Fórmula y peso molecular	Estructura	Seguridad Química	Clasificación IARC
Benzo[a]pireno	$C_{20}H_{12}$ 252.316 g/mol		  	Cancerígeno
Naftaleno	$C_{10}H_8$ 128.174 g/mol		  	Posiblemente Cancerígeno
Benzo[a]antraceno	$C_{18}H_{12}$ 228.294 g/mol		 	Posiblemente Cancerígeno

Nombre	Fórmula y peso molecular	Estructura	Seguridad Química	Clasificación IARC
Criseno	$C_{18}H_{12}$ 228.294 g/mol			Posiblemente Cancerígeno
Benzo[b]fluoranteno	$C_{20}H_{12}$ 252.316 g/mol			Posiblemente Cancerígeno
Benzo[k]fluoranteno	$C_{20}H_{12}$ 252.316 g/mol			Posiblemente Cancerígeno
Indeno[1,2,3-cd]pireno	$C_{22}H_{12}$ 276.338 g/mol			Posiblemente Cancerígeno
Dibenzo[a,c]antraceno Benzo[b]trifenileno	$C_{22}H_{14}$ 278.354 g/mol			Posiblemente Cancerígeno

Nombre	Fórmula y peso molecular	Estructura	Seguridad Química	Clasificación IARC
Dibenzo[a,h]antraceno	$C_{22}H_{14}$ 278.354 g/mol		 	Probablement e Cancerígeno
Acenafteno	$C_{12}H_8$ 152.196 g/mol		 	No clasificado como Cancerígeno
Fluoreno	$C_{13}H_{10}$ 166.223 g/mol		 	No clasificado como Cancerígeno
Fenantreno	$C_{14}H_{10}$ 178.234 g/mol		 	No clasificado como Cancerígeno
Antraceno	$C_{14}H_{10}$ 178.234 g/mol		 	No clasificado como Cancerígeno
Fluoranteno	$C_{16}H_{10}$ 202.256 g/mol		 	No clasificado como Cancerígeno
Pireno	$C_{16}H_{10}$ 202.256 g/mol		 	No clasificado como Cancerígeno

Nombre	Fórmula y peso molecular	Estructura	Seguridad Química	Clasificación IARC
Benzo[a]fluoreno	$C_{17}H_{12}$ 216.283 g/mol			No clasificado como Cancerígeno
Trifenileno	$C_{18}H_{12}$ 228.294 g/mol		  	No clasificado como Cancerígeno
Benzo[e]pireno	$C_{20}H_{12}$ 252.316 g/mol		 	No clasificado como Cancerígeno
Perileno	$C_{20}H_{12}$ 252.316 g/mol		 	No clasificado como Cancerígeno
Benzo[ghi]perileno	$C_{22}H_{12}$ 276.338 g/mol			No clasificado como Cancerígeno



Irritante



Peligro para la salud



Riesgo ambiental



Corrosivo



Tóxico agudo

Cuadro 2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos clasificados por la IARC. Se presentan nombre, clasificación de acuerdo a la IARC, fórmula general y estructural, y propiedades toxicas (IARC, 2012).

Los ftalatos son compuestos derivados del ácido ftálico, solubles en disolventes orgánicos (Staple *et al.*, 1997). Los ftalatos se utilizan como plastificantes de resina, aditivos en la elaboración de los plásticos. Actualmente se encuentran en alimentos, materiales de construcción, plásticos cosméticos, productos de limpieza y de cuidado personal (Carey 2006). Aunque generalmente se consideran como contaminantes intramuros, se ha hecho común encontrarlos en extramuros por los materiales de construcción, revestimiento de cables, tanques de agua, etc. (Rakkestad *et al.*, 2007; Wang W. *et al.*, 2013).

Los daños asociados a los compuestos orgánicos, entre ellos los HAP, son la formación de aductos y tener efectos en la oxidación del DNA, así como los polimorfismos en enzimas encargadas de la reparación del mismo (IARC 2010). Otros estudios acerca de los metabolitos encontrados en semen y en orina de individuos expuestos a éstos (Xia *et al.*, 2009), y en el caso de los ftalatos pueden alterar la maduración reproductiva (Mariana, 2016) reduciendo la producción de testosterona y esperma en machos (Andrade *et al.*, 2006) y la pubertad retardada en hembras con efectos similares en humanos (Lottrup *et al.*, 2006).

MATERIAL BIOLÓGICO PRESENTE EN LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS

Entre los componentes orgánicos presentes en las PM está el material biológico como: polen, bacterias, virus, hongos, esporas y algas (Chow *et al.*, 2002).

Dentro de los componentes biológicos importantes de las PM encontramos en forma completa o fragmentos, granos de polen, esporas de hongos,

endotoxinas y células. Las bacterias y los virus pueden encontrarse tanto en las fracciones finas como en las fracciones gruesas (Spengler y Wilson, 1996). Se encuentran en mayor concentración en las PM₁₀ en comparación con las PM_{2.5}, aunque ciertos componentes como pared celular de las bacterias y proteínas de granos de polen se encuentran en la superficie de la fracción fina (Brook *et al.*, 2004).

Un estudio en tres zonas de la CDMX, encontró mayor cantidad de bacterias y hongos en las PM₁₀ que en PM_{2.5}, al igual que las endotoxinas que se encontraron en tres sitios de muestreo denominados Norte (Xalostoc), Centro (Merced) y Sur (Pedregal), (De Vizcaya *et al.*, 2006).

En cuanto a las épocas del año, se han encontrado mayores concentraciones de material biológico del tipo *Escherichia coli*, *Serratia* e *Enterobacter*, en las época de secas (noviembre-mayo), en comparación con la temporada de lluvias (junio-octubre), (Santos-Burgoa *et al.*, 1994; Rosas *et al.*, 1998).

SITIO DE MUESTREO

Una de las zonas de la ciudad con mayor contaminación por partículas es la zona Centro, debido a que es un área cuya actividad es primordialmente comercial, con intenso tránsito vehicular, industrias aledañas al sitio, alta densidad demográfica y gran número de personas que transitan diariamente por los alrededores, así como la cocción de alimentos al aire libre en la zona. Todos estos factores la hacen una zona altamente contaminada (Alfaro-Moreno *et al.*, 2002; Serrano-Trespalcios *et al.*, 2004).

Desde hace más de 20 años se han realizado estudios en la estación La Merced, que está ubicada en el centro de la CDMX (19°25'29.85"N 99° 7'10.60"O). El sitio de muestreo es parte de una estación del Sistema de Monitoreo Atmosférico, en el cual, además de realizar el muestreo de PM₁₀ y PM_{2.5}, se miden algunos datos meteorológicos y de concentración de otros contaminantes criterio como: O₃, NO_x, SO₂, CO PM₁₀ y PM_{2.5} para complementar este estudio.

Hoy día existe una buena cantidad de técnicas y métodos para caracterizar y evaluar las PM (Querol *et al.*, 2008; Vega *et al.*, 2011; Quintana *et al.*, 2011; Manzano-León *et al.*, 2013). Por tanto, el objetivo de este estudio es evaluar algunas propiedades químicas y físicas de las PM, así como describir y cuantificar la macro y la microestructura mediante técnicas de microscopía y análisis químicos.

La microscopía y los análisis químicos son herramientas eficaces para la caracterización de PM, los datos obtenidos darán la información para un mejor conocimiento de las fuentes de emisión y composición (Aragón-Piña *et al.*, 2006; Carabali *et al.*, 2012).

EFFECTOS EN LA SALUD RELACIONADOS CON LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS

Existen diversas publicaciones sobre la medición de contaminantes en distintas épocas del año, las cuales indican que la composición y concentración de PM varían dependiendo de la estacionalidad (De Foy *et al.*, 2008; Kleinman *et al.*, 2008). Estos estudios dan indicios para realizar un muestreo de PM durante las épocas de secas-frías y secas-calientes en una zona altamente contaminada de la

ciudad. En dichos estudios podemos comparar las épocas en las que la población esté expuesta a mayores concentraciones de PM, y también saber cómo cambia su composición (Gualtieri *et al.*, 2009; Perrone *et al.*, 2010; Quintana-Belmares *et al.*, 2015).

La relación del incremento de las PM y como afecta la salud, se ha visto desde hace varias décadas, donde las tasas de mortalidad en ingresos a hospitales de población vulnerable como niños, personas con enfermedades respiratorias y de la tercera edad, aumentó debido a enfermedades pulmonares y cardiovasculares, relacionado con eventos de exposición aguda a altos niveles de partículas en el ambiente (Borja-Aburto *et al.*, 1998). Estudios más recientes han demostrado que cuando las concentraciones de PM se incrementan en $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, son capaces de aumentar el riesgo de mortalidad a causa del cáncer de pulmón en un 8% para $\text{PM}_{2.5}$ (Pope *et al.*, 2002) y entre un 4% a 6% para las PM_{10} (Chen *et al.*, 2016).

Por otro lado, estudios toxicológicos han señalado que las PM producen efectos citotóxicos e inflamatorios (Osornio-Vargas *et al.*, 2003; Falcón-Rodríguez *et al.*, 2017), generación de especies reactivas de oxígeno (García-Cuéllar *et al.*, 2002; Guan *et al.*, 2016), producción de marcadores pro-inflamatorios como $\text{TNF}\alpha$, interleucinas IL-6 y IL-8 (Alfaro-Moreno *et al.*, 2002; Manzano-León *et al.*, 2013) asociado a material biológico (endotoxinas) contenidos en las PM; generación de aductos de DNA (Sánchez-Pérez *et al.*, 2009). También compuestos orgánicos como los HAP pueden inducir daño DNA (Calderón-Segura *et al.*, 2004; Salcido-Neyoy *et al.*, 2015).

Se ha reportado que en células HUVEC como U-937 expuestas a PM₁₀ y nanopartículas de TiO₂, inducen la expresión de moléculas de adhesión tempranas como E-Selectina y P-Selectina, así como moléculas de adhesión tardías como ICAM-1 (intracelular), VCAM (citoadhesión vascular) y PECAM-1 (endotelial plaquetraria) (Alfaro-Moreno *et al.*, 2007; Montiel-Dávalos *et al.*, 2007), las cuales están estrechamente relacionadas con los procesos inflamatorios.

La importancia de estos estudios, da evidencias científicas para establecer y mejorar normas ambientales para el control y mitigación de estos contaminantes. Con ello se logró que la Agencia Internacional para la Investigación en Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés) clasificara a la contaminación ambiental incluyendo a las PM, como un cancerígeno para el ser humano (IARC, 2016).

HIPÓTESIS

La caracterización morfológica, la composición elemental y de algunos compuestos químicos orgánicos presentes en PM₁₀ y PM_{2.5}, permitirá entender la relación entre las características de las partículas y su relación con la expresión de receptores de moléculas de adhesión.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar diferentes métodos analíticos para la caracterización de PM₁₀ y PM_{2.5}, durante época de secas frías y secas calientes, correlacionando con el efecto en la expresión de receptores de moléculas de adhesión.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Realizar el muestreo de PM₁₀ y PM_{2.5} en el sitio La Merced del SIMAT, durante dos épocas, secas frías y secas calientes.
- Determinar el tamaño aerodinámico real de PM recuperado, por medio de un impactador en cascada.
- Analizar las estructuras morfológicas de PM por microscopía electrónica de barrido.
- Evaluar las concentraciones de elementos en las PM mediante la técnica de fluorescencia de rayos X (XRF).
- Evaluar el contenido de carbono en las PM mediante la técnica CM5014.
- Evaluar las concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos y de ftalatos en PM mediante la técnica de cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC-MS).

- Determinar la expresión de receptores de moléculas de adhesión tempranas (sLe^x y PSGL-1) y tardías (VLA-4, LFA-1 y α V- β 3) en células U-937 expuestas a diferentes concentraciones desde 0.001 μ g/mL a 30 μ g/mL de PM₁₀ y PM_{2.5}.

MÉTODOS

En el presente estudio se colectaron muestras de PM₁₀ y PM_{2.5} en la zona de La Merced desde el mes de noviembre de 2012 hasta mayo del 2013. Las partículas recuperadas se caracterizaron para determinar su tamaño aerodinámico, contenido de metales, concentración de HAP, concentración de ftalatos, y efecto sobre monocitos humanos (Figura 2).

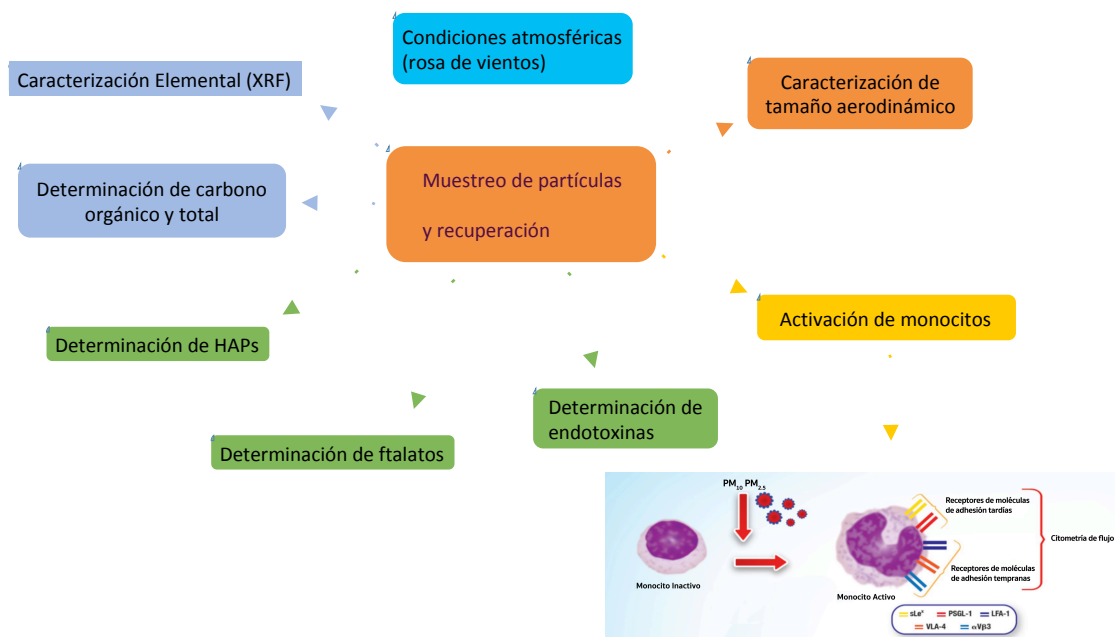


Figura 2 Resumen esquemático de los métodos utilizados durante la realización de esta tesis.

MUESTREO

El muestreo de PM₁₀ y PM_{2.5} se realizó en el centro de la CDMX en la estación La Merced del Sistema de Monitoreo Atmosférico (SIMAT) durante las épocas de secas frías (noviembre 2012 a febrero 2013) y secas calientes (marzo a mayo 2013). Para esto, se utilizaron muestreadores de altos volúmenes (*Hi-Vol*, en inglés) Andersen (Modelo 1200 VFC) con un flujo de 1.13 m³/min. Se utilizaron membranas de nitrocelulosa con un poro nominal de 3 µm (Sartorius, Alemania), los cuales se modificaron haciendo una serie de pequeñas perforaciones en las membranas para mantener el flujo de muestreo, como se describió con anterioridad (Alfaro-Moreno *et al.*, 2009). Se hicieron muestreos acumulativos de 24 horas, los días lunes, miércoles y viernes, haciendo un total de 72 horas de muestreo por membrana. De cada una de estas membranas se recuperaron las partículas por medio de un raspado suave con un bisturí de acero inoxidable No. 11 marca Aesculap AG (Alfaro-Moreno *et al.*, 2009). Las PM obtenidas se guardaron en viales de vidrio, previamente horneados a 200 °C durante 4 h para evitar la contaminación por endotoxinas y se almacenaron en una caja con gel de sílice a 4 °C.

Las partículas recuperadas se agruparon por periodos mensuales y para esto se pesó proporcionalmente la cantidad de partículas de cada una de las semanas del mes. Una vez obtenida la mezcla, se prepararon 50 mg de PM₁₀ y 30 mg de PM_{2.5} para realizar los distintos análisis.

La eficiencia de recuperación de partículas contenida en las membranas, se calculó mediante los siguientes parámetros: masa de PM recuperado mensualmente [mg] y los datos de concentración para cada mes de muestreo

obtenidos de la RAMA [$\mu\text{g}/\text{m}^3$], para hacer un comparativo se recurrió a los siguientes cálculos.

Para cada semana de muestreo se tuvieron en promedio 72 horas de muestreo efectivo, a razón de $1.13 \text{ m}^3/\text{min}$. Esto da un total de 4881.6 m^3 de aire bombeado por membrana. El total de PM recuperado por semana se dividió entre el volumen de aire bombeado, para obtener el promedio en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

$$\text{Concentración} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} \right] = \frac{\text{Masa de PM recuperados por semana} [\text{mg}]}{\text{Volumen de aire bombeado} [\text{m}^3]} * \frac{1000 \mu\text{g}}{1 \text{ mg}}$$

$$\text{Concentración Mensual} = \frac{\text{Conc.}_{\text{sem}1} + \text{Conc.}_{\text{sem}2} + \dots + \text{Conc.}_{\text{sem}n}}{n}$$

DISEÑO DE ROSAS DE VIENTOS

Las rosas de viento se construyeron utilizando información horaria de la dirección e intensidad de viento obtenida de los datos REDMET (De Foy *et al.*, 2008), mediante el software IGOR PRO versión 6.37, organizando la frecuencia de vientos provenientes de cada dirección o de los sectores de procedencia asociados a la velocidad de viento. En este caso se descartaron las calmas (Cuadro 3), que son aquellos valores con velocidades de viento por debajo de los 0.5 m/s (Barrera Huertas *et al.*, 2019).

Periodo	Calmas (%)
Noviembre 2012	0.3
Diciembre 2012	0.4
Enero 2013	0.67
Febrero 2013	0.74
Marzo 2013	1.48
Abril 2013	1.53
Mayo 2013	0.4

Cuadro 3. Periodos de viento en calma, correspondientes a los meses de muestreo.

CARACTERIZACIÓN DEL TAMAÑO AERODINÁMICO DE LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS RECUPERADAS

La distribución de tamaños para PM₁₀ y PM_{2.5} se determinó utilizando un impactador de cascada (*Marple Andersen, EnVirREC AB, Suecia*). Las partículas se aerosolizaron con un sistema *PreciseInhale (Inhalation Sciences Sweden AB, Estocolmo, Suecia)* acoplado con un impactador de cascada a un flujo de 2 L/min, como se describió previamente (Selg et al., 2010, 2013). La masa de las partículas depositadas en las nueve estaciones del impactador se utilizaron para calcular la masa promedio por fracción de tamaño (Figura 3).

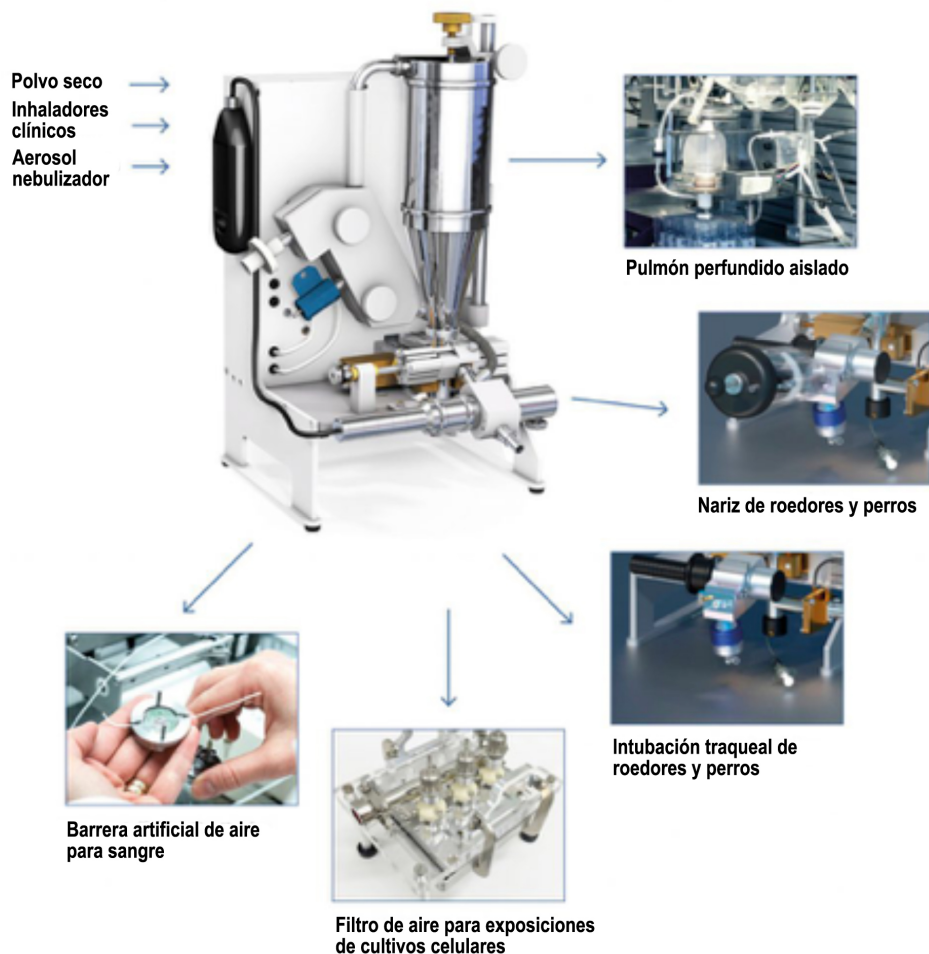


Figura 3. Impactador de cascada y aplicaciones.

ANÁLISIS ELEMENTAL CONTENIDO EN LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS POR FLUORESCENCIA DE RAYOS X

El análisis elemental se realizó utilizando un espectrómetro para fluorescencia de rayos X (por sus siglas en inglés, XRF). Se utilizaron tubos de rayos X de Rh y W, (Oxford Instruments, EUA), así como un detector Amptek Si-PIN (con una resolución 160 eV a 5.9 keV) (Espinosa *et al.*, 2012). El tubo operó a 50 kV y una corriente de 250 mA; la irradiación de cada muestra se hizo durante 900 s y por triplicado. La calibración de los sistemas de detección se realizó mediante la irradiación a los patrones elementales de película delgada (MicroMatter, Deer Harbor, WA, EUA), irradiados por 300 s.

La preparación de las muestras de PM, se hizo de la siguiente manera: en una cuadro de Mylar® de 4x4 cm² se colocó una gota de grasa Apiezon® L diluida con tolueno (1 g /10 mL) y se dejó secar por 1 h. Posteriormente se adhirió aproximadamente 1 mg de PM y se colocaron en marcos de transparencia.

Las muestras se irradiaron en vacío a 45° del detector. La radiación captada se transformó en pulsos electrónicos procesados por un amplificador, que se acopló a un analizador multicanal (Ortec, USA).

El análisis de los espectros colectados se hizo a través del programa de sistema de análisis cuantitativo de rayos X (QXAS Versión 3.6) del Organismo Internacional de Energía Atómica, para XRF, con acceso libre y se comparó con los patrones calibrados. Las incertidumbres en concentraciones elementales se evaluaron siguiendo el método de Espinosa (Espinosa *et al.*, 2010).

Mediante el mismo procedimiento se analizaron 20 muestras de partículas agrupadas de forma mensual (noviembre 2012 a mayo 2013), las cuales comprenden PM₁₀ y PM_{2.5}.

ANÁLISIS DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS CONTENIDOS EN LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS

El análisis de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en PM se realizó mediante el método EPA TO-13A (USEPA, 1999), el cual consiste en la extracción de compuestos orgánicos en matrices sólidas, a través de disolventes y un periodo de extracción.

En resumen, se acondicionaron filtros de fibra de vidrio (*Millipore Glass Fibre Prefilters*. Cat. No. AP2004700) y se envolvieron en aluminio y se colocaron en una mufla a 350 °C durante 24 h. Se utilizó un filtro en el que se pesaron 4 mg de PM, para realizar una extracción con diclorometano utilizando ultrasonido a 60 °C durante 10 min a 80 % de potencia. Este proceso es una adaptación en micro escala, diseñada en el Laboratorio de Especiación Química del CCA-UNAM (Beristain-Montiel *et al.*, 2016) (patentes mexicanas 325624, 325625 y 325626).

Se utilizó un conjunto de estándares que contiene 30 HAP a una concentración de 40 ng/μL (Cuadro 1). Para la preparación de un estándar de referencia, se tomaron 100 μL del estándar (1 ng/μL) y se aforó a 1 mL con diclorometano (DCM), dando una concentración final de 100 pg/μL.

Posteriormente se analizaron por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC-MS). Cada HAP fue identificado por su tiempo de

retención relativo y su espectro de masas, para los HAP de bajo peso molecular (128 g/mol-202 g/mol) y alto peso molecular (216 g/mol-278 g/mol).

Finalmente se analizaron las muestras de PM₁₀ y PM_{2.5} colectadas de noviembre 2012 a nMayo 2013, para obtener los HAP que marca la IARC.

#	Compuesto	Peso Molecular
1	Naftaleno	128.17
2	Fluoreno	166.21
3	Fenantreno	178.23
4	Antraceno	178.23
5	2-Metilantraceno	192.26
6	1-Metilantraceno	192.26
7	4,5-Metilenfenantreno	192.26
8	9-Metilantraceno	192.26
9	3,6-Dimetilfenantreno	206.29
10	Fluoranteno	202.25
11	9,10-Dimetilantraceno	206.29
12	Pireno	202.25
13	Acenaftileno	152.19
14	Acenafteno	154.20
15	Tripticeno	254.33
16	Benzo[a]fluoreno	216.28
17	Benzo[a]Antraceno	228.23
18	Trifenileno	228.23
19	Criseno	228.23
20	Benzo[b]fluoranteno	252.31
21	7,12-Dimetilbenzo[a]Antraceno	256.35
22	Benzo[k]fluoranteno	252.31
23	Benzo[e]pireno	252.31
24	Benzo[a]pireno	252.31
25	Perileno	252.31
26	Dibenzo[a,c]antraceno	278.35
27	Indeno[123-cd]pireno	276.33
28	Dibenzo[a,h]antraceno	278.35
29	Benzo[ghi]perileno	276.33
30	Coroneno	300.36

Cuadro 4. Stock de 30 estándares del HAP.

ANÁLISIS DE FTALATOS CONTENIDOS EN LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS

Las partículas se extrajeron con solventes para realizar una cromatografía de gases acoplada a una espectrometría de masas (GC-MS/MS). El método fue modificado de Weiss y colaboradores, 2016, para el análisis de los siguientes ésteres de ftalatos: dietil ftalato (DEP), di-n-butil ftalato (DnBP), diisobutil ftalato (DiBP), benzilbutil ftalato (BzBP), bis(2-ethylhexil)ftalato (DEHP), diisononil ftalato (DiNP), diisododecil ftalato (DiDP) y bis(2-propilheptil ftalato (DPHP). Los respectivos ftalatos marcados con deuterio se utilizaron como controles internos. Todos los estándares se compraron a TRC Chemicals, Toronto, Canadá.

Brevemente, 1 mg – 10 mg de partículas se pesaron en un inserto de vial limpio y 500 ng/ μ L (concentración final) de la mezcla de estándares internos se añadieron a todas las muestras. Las partículas se extrajeron con 100 μ L de tolueno, seguido de una sonicación de 30 minutos a una amplitud máxima. Las muestras se transfirieron a un vial de vidrio y centrifugadas por 10 min a 3000 r/min y posteriormente 1 μ L del sobrenadante fue inyectado en el equipo de GC-MS/MS.

ANÁLISIS DE CARBONO CONTENIDO EN LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS

Se utilizó un analizador de carbono (UIC CM5014), para determinar su concentración en PM, donde se obtiene la concentración de carbono total (TC) y carbono orgánico (OC) para muestras sólidas. También se puede calcular la cantidad de carbono elemental (EC) utilizando la relación $EC = TC - OC$.

En un recipiente de cuarzo se colocaron 0.5 mg de PM, el cual se introdujo en un tubo de cuarzo y el equipo se llevó a una temperatura promedio de 450 °C para determinar el carbono orgánico (OC) y a una temperatura de 850 °C se determinó el carbono total (TC). En este proceso el carbono se oxida y se emite en forma de CO₂, el cual es arrastrado por una corriente de oxígeno hacia la celda coulométrica donde se realizó la cuantificación por medio de una doble titulación con una solución de mono-etanolamina y un electrodo de platino y en la otra una solución de yoduro de potasio y un electrodo de plata. Las concentraciones de TC y OC se expresan en µg/mg de PM. El análisis se realizó para todos los concentrados mensuales (noviembre 2012 a mayo 2013) de PM₁₀ y PM_{2.5}.

ANÁLISIS DE ENDOTOXINAS CONTENIDAS EN LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS

Las endotoxinas se analizaron mediante la técnica de Lisado de Amebocitos de Limulus (LAL).

Las muestras de PM se suspendieron a una concentración de 1 mg/mL y se extrajeron con un amortiguador de Tris 50 mM (Lonza, Walkersville MD, USA), con ultrasonido (Branson 5800) durante una hora a 22 °C, a 100 % de potencia, con intervalos de agitación con vórtex durante 1 minuto cada 15 minutos. Todas las muestras se manejaron en tubos de borosilicato (*pyrotube*) y con puntas de micropipeta desechables, libres de endotoxinas (*Associates of Cape Cod Incorporated*, Falmouth, MA, USA).

Los análisis de los extractos se realizaron con el ensayo cinético cromogénico de lisado de amebocitos, utilizando el kit *Pyrochrome* (Cape Cod

Inc., USA) y se realizaron a 37 °C siguiendo las especificaciones del proveedor. Las muestras se analizaron por duplicado en tubos de ensayo libres de endotoxinas. La concentración de endotoxinas se determinó usando el equipo PyrosKinet Flex de 96 pozos, con el software Pyros EQS. La curva de referencia se realizó utilizando endotoxina estándar (0.5 µg/vial) proveniente de *Escherichia coli* O113:H10, reconstituida con agua libre de endotoxinas (LAL reagen water, Cape Cod Inc., USA). En la curva de calibración se incluyen 4 diluciones 1:10, de 0.05 UE/mL – 50 UE/mL con las que se compararon los análisis de las muestras, el límite de detección fue de 0.05 UE/mg. El contenido de endotoxinas se expresó como ng/mg de partículas, considerando que 10 unidades de endotoxinas (EU) equivalen a 1 ng.

EVALUACIÓN DE RECEPTORES DE MOLÉCULAS DE ADHESIÓN EN CÉLULAS U-937 EXPUESTAS A PM

Se utilizaron células U-937, de origen monocítico, las cuales se sembraron en cajas de 75 cm² con 13 mL de medio RPMI 1640 (GIBCO Cat. 11875-093) enriquecido con suero fetal bovino (SFB) al 10 % y con 1 % de antibióticos (penicilina-estreptomina) (SIGMA). Las células se mantuvieron en incubadora a 37 °C y 0.05 % de CO₂, hasta llegar a confluencia.

Para la cosecha de células, se colocaron en un tubo de 50 mL y se centrifugaron a 600 rpm. El botón celular se resuspendió en 2 mL de medio RPMI 1640, se realizó el conteo celular con una dilución con azul tripano al 0.4 % y con ayuda de una cámara de Neubauer.

Se sembraron 400,000 células/pozo en placas de 24 pozos (COSTAR), se dejaron incubar por 24 h y posteriormente se trataron con las PM, las cuales se esterilizaron previamente en una autoclave por 15 minutos a 121 °C. Una vez esterilizadas, las partículas se resuspendieron en PBS a una concentración final de 1 mg/mL. De esta suspensión se tomaron los volúmenes necesarios para exponer a los monocitos a las concentraciones 0.001 µg/mL, 0.003 µg/mL, 0.01 µg/mL, 0.03 µg/mL, 0.3 µg/mL, 3 µg/mL y 30 µg/mL. Como control positivo se utilizó TNF α (1 ng/mL). Se expuso durante 3 h para evaluar la expresión de los receptores de moléculas de adhesión tempranas (s-Lewis^x y PSGL-1) y durante 24 h para evaluar los receptores tardíos (LFA-1, VLA-4 y α V- β 3).

Después de la exposición se recolectó la suspensión celular en un tubo eppendorf de 1.5 mL. Se centrifugó a 3500 rpm durante 5 min, se decantó el sobrenadante y se añadieron 120 µL de PBS-albúmina para resuspender el botón celular. Al término de los tiempos de exposición, las células se recolectaron y se adicionaron los anticuerpos, para los receptores de moléculas de adhesión temprana Selectina E (CD15s (CHO131) Cat. SC-32243 FITC) y Selectina P (PSGL-1 (PL2) Cat. SC-18856 FITC); para las tardías ICAM (Integrina aL (38) Cat. SC-7306 FITC), VCAM (Integrina aM (44) Cat. SC-1186 FITC) y PECAM (Integrina α V- β 3 (23C6) Cat. SC-7312 FITC) (Marca Santa Cruz Biotechnology) correspondientes a cada receptor. Se dejaron incubar a temperatura ambiente y en ausencia de luz durante 1 h. Tras un lavado con 500 µL de PBS se centrifugaron a 3500 rpm durante 5 min, se recuperaron las células y se fijaron con 200 µL de paraformaldehído al 2 % y 200 µL de PBS-Albúmina. Se evaluó la

intensidad de la expresión de las moléculas de adhesión por medio de citometría de flujo FACSCanto II (Becton Dickinson). Se leyeron 5000 eventos por muestra.

Los ensayos se realizaron por triplicado, para cada uno de los 7 meses de muestreo (noviembre 2012 a mayo 2013) y las dos fracciones de partículas PM₁₀ y PM_{2.5}.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para las concentraciones elementales, carbono y HAP, se obtuvo el promedio y desviación estándar con las concentraciones mensuales obtenidas de cada análisis. Seguido de esto se realizó un análisis de correlación de Pearson, para considerar una buena correlación se tomaron valores de $r > 0.7$ ó $r < -0.7$

Para los resultados de las endotoxinas se calculó el promedio y desviación estándar de tres evaluaciones independientes por mes de muestreo.

Los resultados de los receptores de moléculas de adhesión muestran el promedio \pm desviación estándar de tres experimentos independientes. Los resultados se analizaron con la prueba estadística de ANOVA, además seguido de la prueba de comparación múltiple Bonferroni. Se consideró una diferencia estadísticamente significativa para valores de $p \leq 0.05$, con respecto al control.

Para el análisis estadístico se utilizó el software GraphPad Prism 7 para Mac Os X Versión 7.0a.

RESULTADOS

MUESTREO

El muestreo de PM se realizó en la estación de monitoreo atmosférico de La Merced (Figura 4) de noviembre de 2012 a mayo de 2013, obteniendo 30 filtros para PM₁₀ y 30 para PM_{2.5}. El promedio mensual de partículas recuperadas fue de 496 ± 76 mg para PM₁₀ y 149 ± 96 mg para PM_{2.5}. Estas cantidades de PM_{2.5} corresponden al 30 % de la masa de PM₁₀.

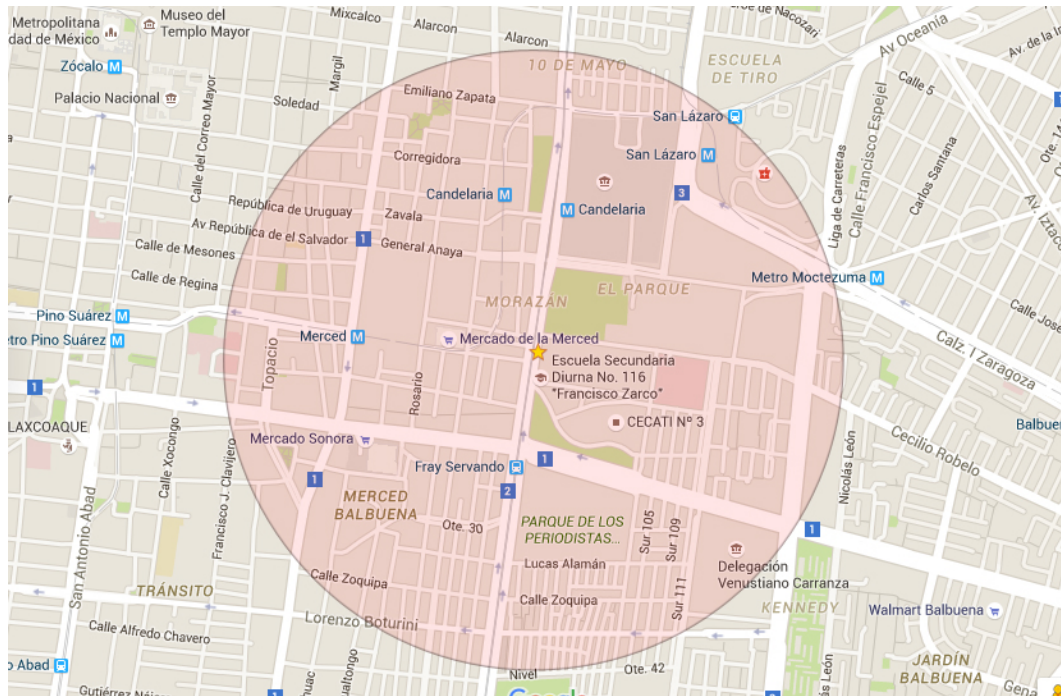


Figura 4. Mapa de ubicación del sitio de muestreo Merced. Av. H. Congreso de la Unión 148 Col. El Parque, CDMX. Coordenadas ($19^{\circ}25'29.85''N$ $99^{\circ}7'10.60''O$). La circunferencia indica 1 km de radio representativo del sitio de muestreo.

En el cuadro 5 se presenta la cantidad de partículas en mg recuperadas por semana de muestreo para las dos fracciones PM₁₀ y PM_{2.5} (datos en la columna

en gris) y se contrasta con los datos de concentraciones atmosféricas reportados por la RAMA de las mismas fechas y se muestran las concentraciones promedio por semana en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, así como el máximo (MAX) y el mínimo (MIN) del promedio en 24 horas para cada semana.

#	Semana	PM ₁₀ (mg)	PROM Semanal $\mu\text{g}/\text{m}^3$	MAX (24 h) $\mu\text{g}/\text{m}^3$	MIN (24 h) $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM _{2.5} (mg)	PROM Semanal $\mu\text{g}/\text{m}^3$	MAX (24 h) $\mu\text{g}/\text{m}^3$	MIN (24 h) $\mu\text{g}/\text{m}^3$
1	1a NOV	69.9	49.3 ± 12.4	74	38	38.7	25.1 ± 5.9	36	19
2	2a NOV	64.9	61.6 ± 21.3	88	34	48.2	27.3 ± 13.1	47	12
3	3a NOV	95.5	50.0 ± 15.0	68	30	41.9	19.7 ± 7.6	30	10
4	4a NOV	167.3	63.7 ± 15.9	88	38	51.3	26.6 ± 6.8	32	12
5	1a DIC	149.0	70.0 ± 15.7	100	50	63.8	26.9 ± 7.9	40	15
6	2a DIC	154.6	76.0 ± 13.9	97	54	16.2	31.3 ± 8.1	46	20
7	3a DIC	105.8	89.7 ± 20.1	125	65	12.9	37.4 ± 10.2	53	25
8	4a DIC	116.3	79.4 ± 23.3	113	56	12.3	36.1 ± 17.7	62	18
9	1a ENE	70.6	58.3 ± 24.5	104	37	21.3	25.4 ± 13.0	51	14
10	2a ENE	98.9	57.4 ± 20.9	88	26	15.6	28.6 ± 15.5	54	7
11	3a ENE	120.8	63.9 ± 10.1	76	49	20.5	26.0 ± 6.0	35	18
12	4a ENE	96.7	63.4 ± 5.0	72	58	8.6	28.0 ± 2.9	31	22
13	5a ENE	174.0	80.0 ± 17.2	104	56	13.7	32.0 ± 7.4	42	21
14	1a FEB	129.7	75.6 ± 15.5	99	54	10.3	32.6 ± 4.8	37	24
15	2a FEB	154.4	64.9 ± 8.2	74	49	29.4	24.7 ± 5.1	32	16
16	3a FEB	183.4	67.4 ± 7.5	78	59	26.1	22.7 ± 3.1	27	19
17	4a FEB	143.9	72.4 ± 22.0	119	53	26.9	23.3 ± 8.9	39	16
18	1a MAR	221.0	89.0 ± 36.6	161	50	20.3	33.1 ± 11.9	48	12
19	2a MAR	83.4	65.6 ± 13.0	86	49	29.5	25.9 ± 8.6	39	17
20	3a MAR	90.0	55.7 ± 29.8	109	24	17.1	22.9 ± 12.1	40	9
21	4a MAR	66.5	70.1 ± 18.6	99	50	55.7	30.0 ± 9.6	41	15
22	1a ABR	126.2	66.6 ± 11.9	85	51	40.6	27.9 ± 6.7	40	19
23	2a ABR	142.8	67.7 ± 7.7	77	59	87.9	26.7 ± 6.8	38	19
24	3a ABR	131.8	91.3 ± 22.8	118	57	120.1	40.3 ± 12.6	55	22
25	4a ABR	94.2	80.4 ± 15.3	101	56	105.7	38.9 ± 4.1	44	33
26	1a MAY	122.7	74.9 ± 17.3	105	52	35.3	36.7 ± 8.4	46	23
27	2a MAY	104.4	99.4 ± 9.9	110	81	9.0	56.1 ± 6.7	64	47
28	3a MAY	38.9	62.4 ± 25.4	108	34	6.6	37.6 ± 12.6	57	20
29	4a MAY	50.4	54.0 ± 10.1	68	37	7.2	31.7 ± 3.1	37	28
30	5a MAY	107.9	48.7 ± 7.8	55	36	52.8	26.6 ± 3.4	31	21

Cuadro 5. Cantidad de PM recuperado (mg), y el promedio, máximos y mínimos que reportó la RAMA para las mismas semanas de muestreo $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ± Desviación Estándar.

Con los datos de la RAMA se calculó el promedio mensual [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] por cada 24 horas de muestreo de noviembre 2012 a mayo 2013, y con base en esto se calculó el porcentaje teórico de recuperación de la cantidad de partículas durante el mismo periodo. Se muestra además el total de PM recuperadas por mes de muestreo, la cantidad de PM que habría pasado idealmente por cada membrana y el porcentaje de recuperación de cada fracción de PM (Cuadro 6).

Mes de Muestreo	PM ₁₀ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) 24 h	PM ₁₀ (mg) Recuperado	Acum. PM ₁₀ (mg) Estimado	% Rec. PM ₁₀	PM _{2.5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM _{2.5} (mg)	Acum. PM _{2.5} (mg)	% Rec. PM _{2.5}
Noviembre 2012	55.87	397.60	1015.4	39.2%	24.37	180.10	483.3	37.3%
Diciembre 2012	77.51	525.70	1609.0	32.7%	31.87	105.20	610.2	17.2%
Enero 2013	64.00	561.00	1513.3	37.1%	28.39	79.70	665.1	12.0%
Febrero 2013	69.43	611.40	1187.2	51.5%	25.94	92.70	394.4	23.5%
Marzo 2013	70.99	460.90	1394.2	33.1%	28.19	122.60	318.9	38.4%
Abril 2013	76.92	495.00	1316.1	37.6%	34.45	354.30	590.7	60.0%
Mayo 2013	68.00	424.30	1445.0	29.4%	37.98	110.90	939.7	11.8%

Cuadro 6. Promedio mensual de muestreo en 24 horas sitio La Merced $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cantidad de PM recuperada (mg). Acumulado de muestreo (mg). Porcentajes de recuperación en relación al PM recuperado y al acumulado reportado por la RAMA como promedio para los meses de muestreo.

Por ejemplo, en la 1ª semana de noviembre el promedio de la RAMA para PM₁₀ fue $49.3 \pm 12.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $74 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La masa de PM₁₀ recuperada para esa misma semana fue 69.9 mg, eso lo dividimos entre el volumen total de aire que pasó por el muestreador y el resultado obtenido fue de $14.32 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que representa un 30 % de recuperación, comparado con el promedio semanal.

Se realizó este procedimiento para cada semana de muestreo, obteniendo un promedio de recuperación de las membranas para PM₁₀ del 35 % y para PM_{2.5} del 25 %.

DETERMINACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑOS DE PM₁₀ Y PM_{2.5} RECUPERADAS DE LOS MUESTREOS EN LA CDMX

Las partículas recuperadas de los filtros de nitrocelulosa se caracterizaron para su distribución de tamaños, utilizando un sistema de aerosolización, acoplado a un impactador de cascada, lo que nos permitió determinar el tamaño aerodinámico real de las PM₁₀ y PM_{2.5} recuperadas, para las dos fracciones y para los siete meses de muestreo del presente estudio.

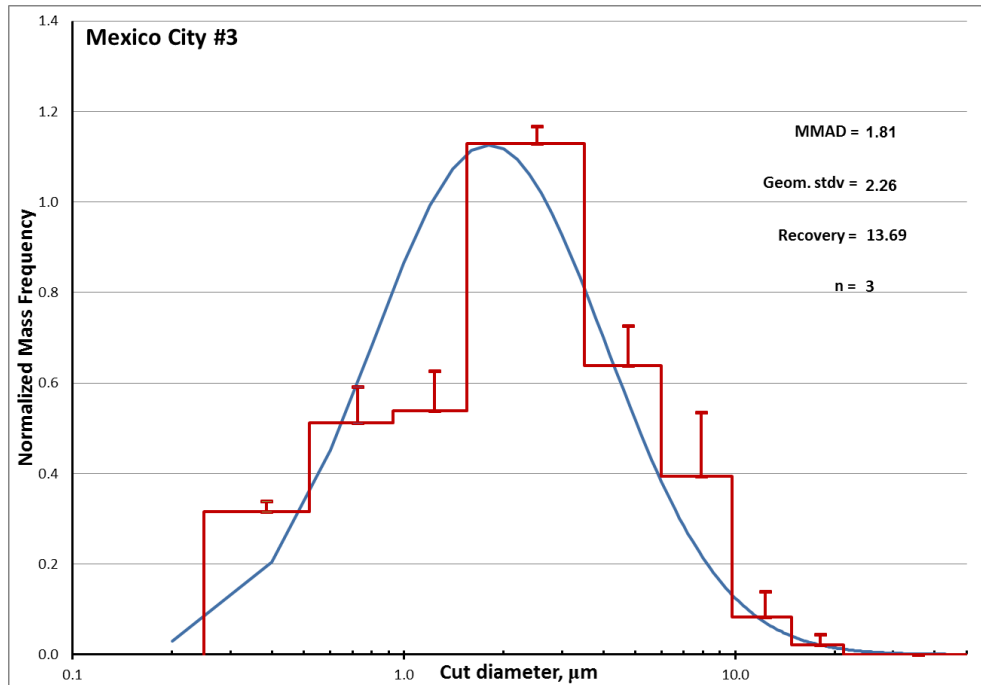
En el grupo de las figuras 5 se muestra la distribución normal para cada uno de los meses en dos paneles para PM₁₀ y PM_{2.5}, de la distribución del tamaño de las partículas, en las cuales podemos observar que el tamaño de las partículas recuperadas de las membranas se encuentra en un rango de $1.62 \pm 2.52 \mu\text{m}$ a $2.13 \pm 2.70 \mu\text{m}$ para PM₁₀ y de $1.43 \pm 2.83 \mu\text{m}$ a $2.25 \pm 2.58 \mu\text{m}$ para PM_{2.5} (Cuadro 7). El diámetro aerodinámico determinado por el impactador en cascada es menor para ambos tamaños de partículas con un promedio de $1.96 \mu\text{m}$ PM₁₀ y $1.77 \mu\text{m}$ PM_{2.5}, pero a pesar que el comportamiento aerodinámico sea relativamente similar, la composición (caracterización) es diferente como se puede observar en los resultados de composición (Cuadro 8).

Mes de Muestreo	PM₁₀ Diámetro Aerodinámico	PM_{2.5} Diámetro Aerodinámico
Noviembre 2012	1.81 ± 2.26	1.45 ± 2.79
Diciembre 2012	1.96 ± 2.58	1.43 ± 2.83
Enero 2013	1.62 ± 2.52	1.64 ± 2.51
Febrero 2013	2.09 ± 2.91	1.62 ± 2.83
Marzo 2013	2.13 ± 2.70	2.17 ± 2.49
Abril 2013	2.01 ± 2.61	1.80 ± 2.88
Mayo 2013	2.07 ± 2.36	2.25 ± 2.58
PROMEDIO	1.96 ± 2.56	1.77 ± 2.70

Cuadro 7. Promedio mensual del diámetro aerodinámico (DAM) [μm] de PM₁₀ y PM_{2.5}, \pm desviación estándar geométrica (DEG).

DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO

Noviembre 2012, PM₁₀



Noviembre 2012, PM_{2.5}

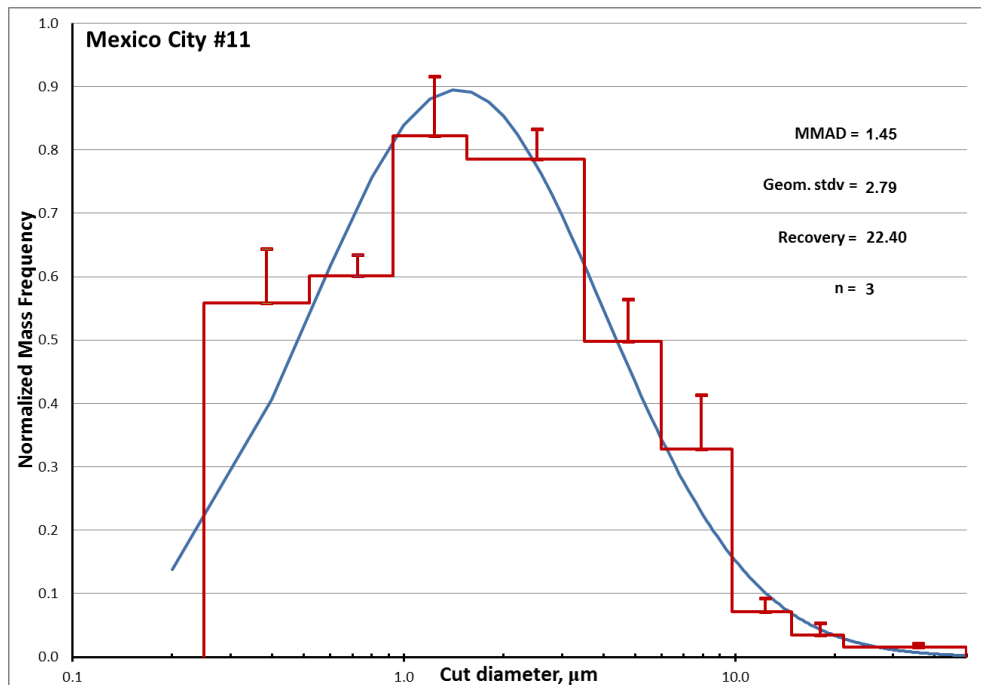
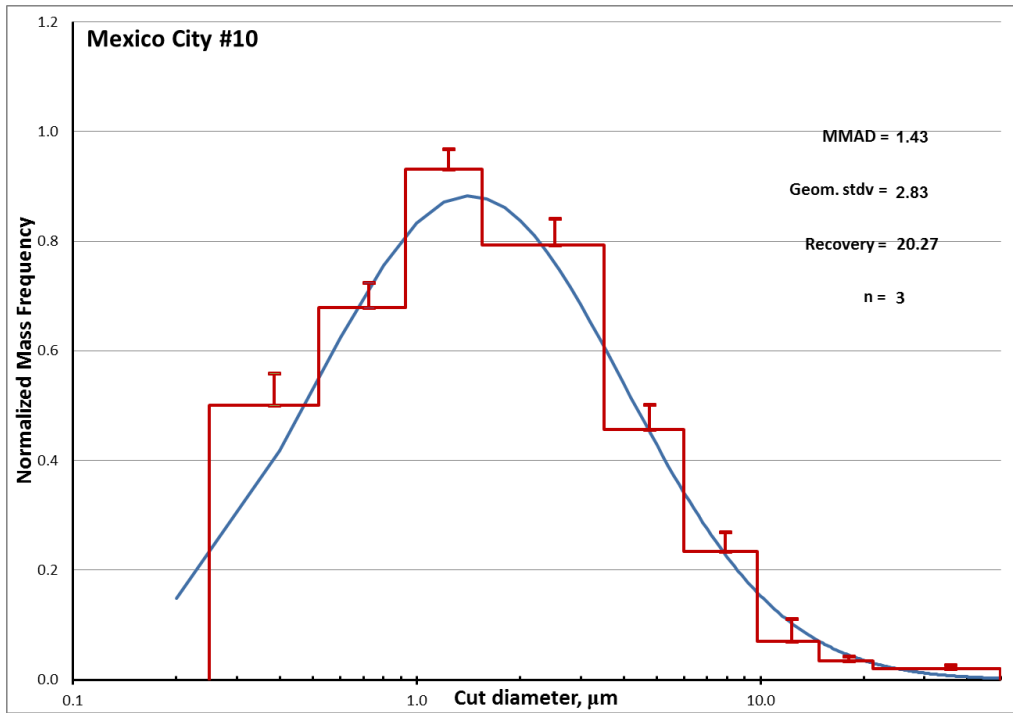


Figura 5A. Distribución de tamaño de PM₁₀ y PM_{2.5} determinadas en un impactador en cascada para mes de noviembre 2012 de muestreo.

DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO

Diciembre 2012, PM₁₀



Diciembre 2012, PM_{2.5}

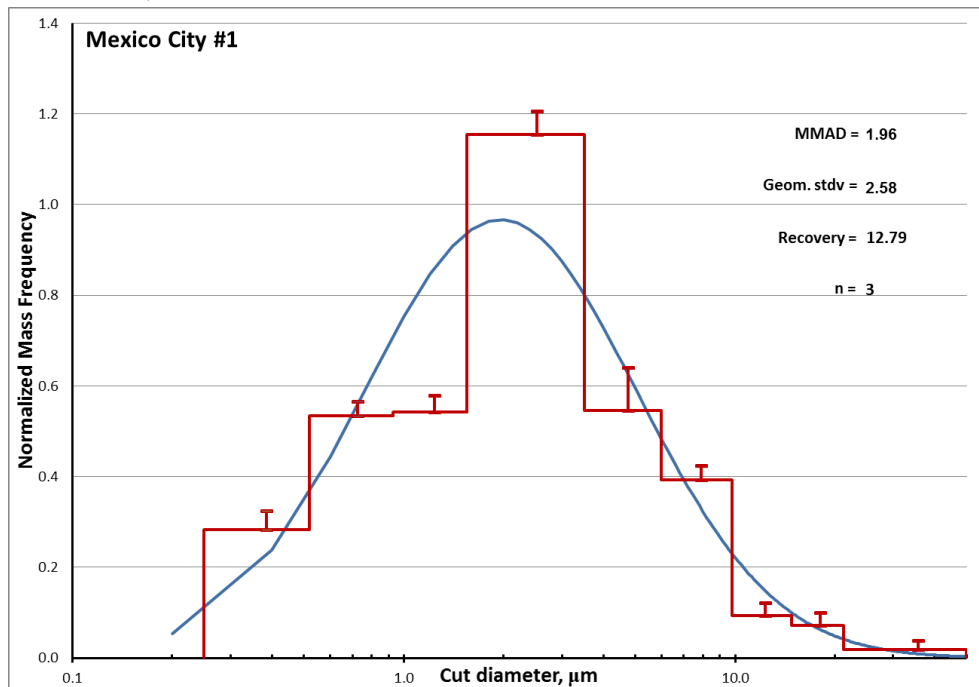
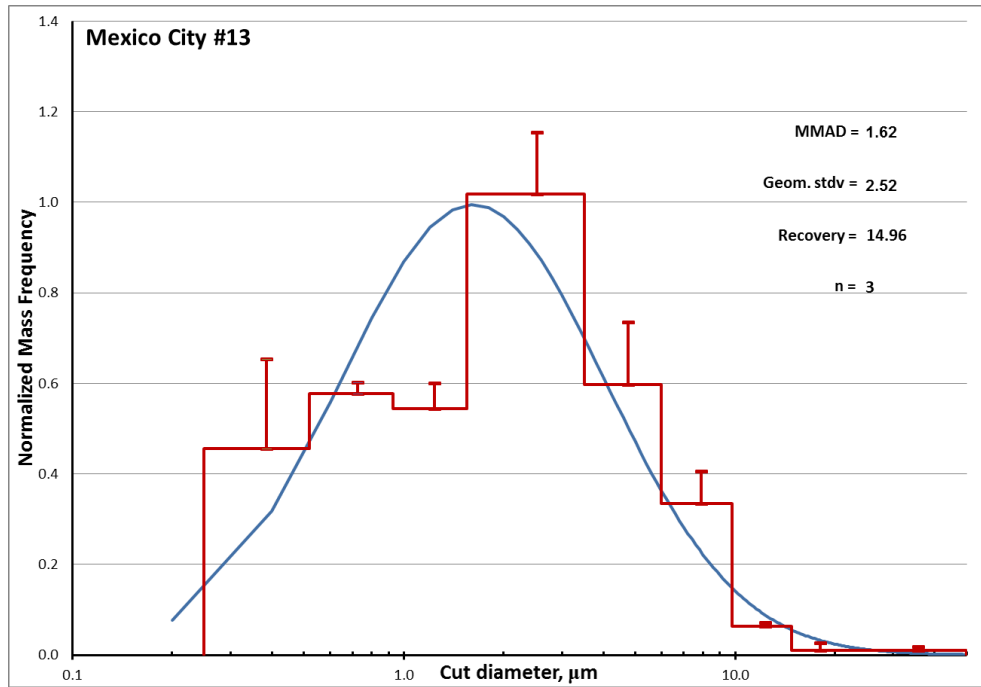


Figura 5B. Distribución de tamaño de PM₁₀ y PM_{2.5} determinadas en un impactador en cascada para mes de diciembre 2012 de muestreo.

DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO

Enero 2013, PM₁₀



Enero 2013, PM_{2.5}

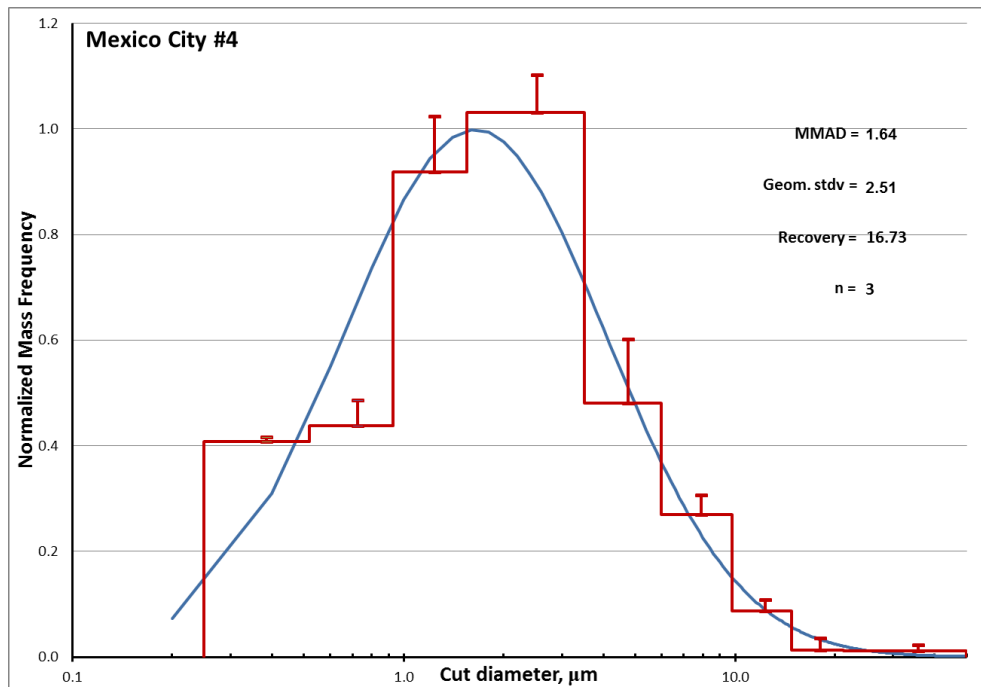
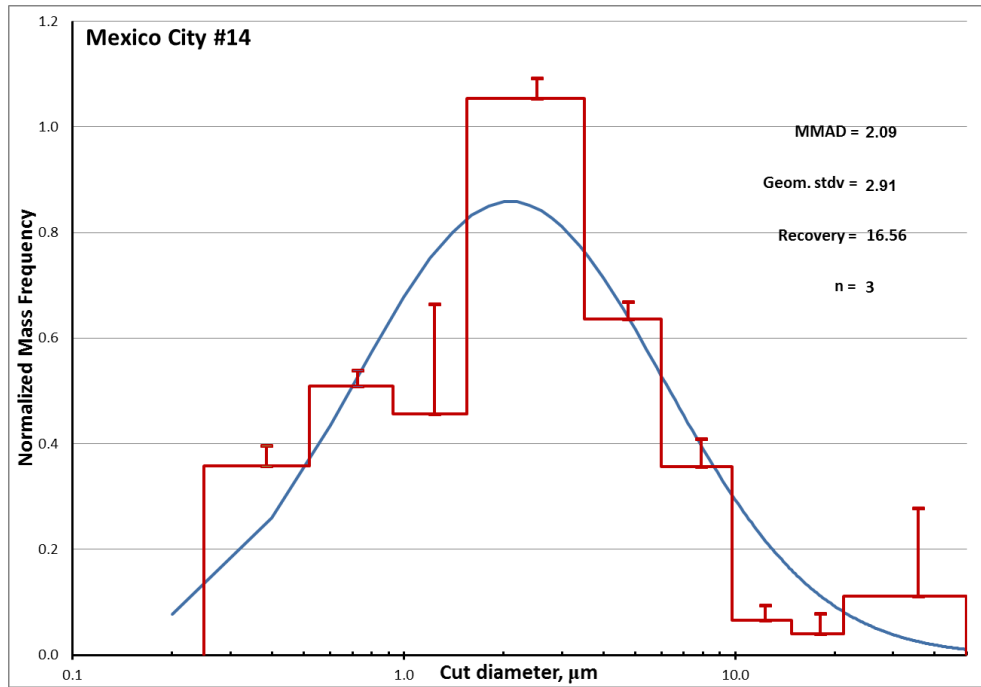


Figura 5C. Distribución de tamaño de PM₁₀ y PM_{2.5} determinadas en un impactador en cascada para mes de enero 2013 de muestreo.

DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO

Febrero 2013, PM₁₀



Febrero 2013, PM_{2.5}

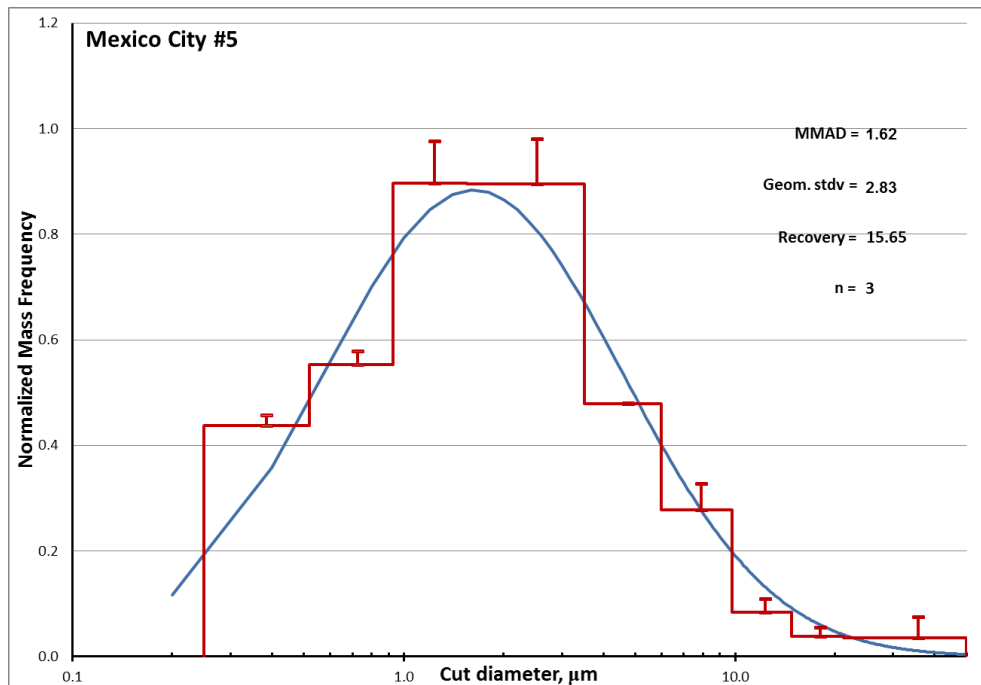
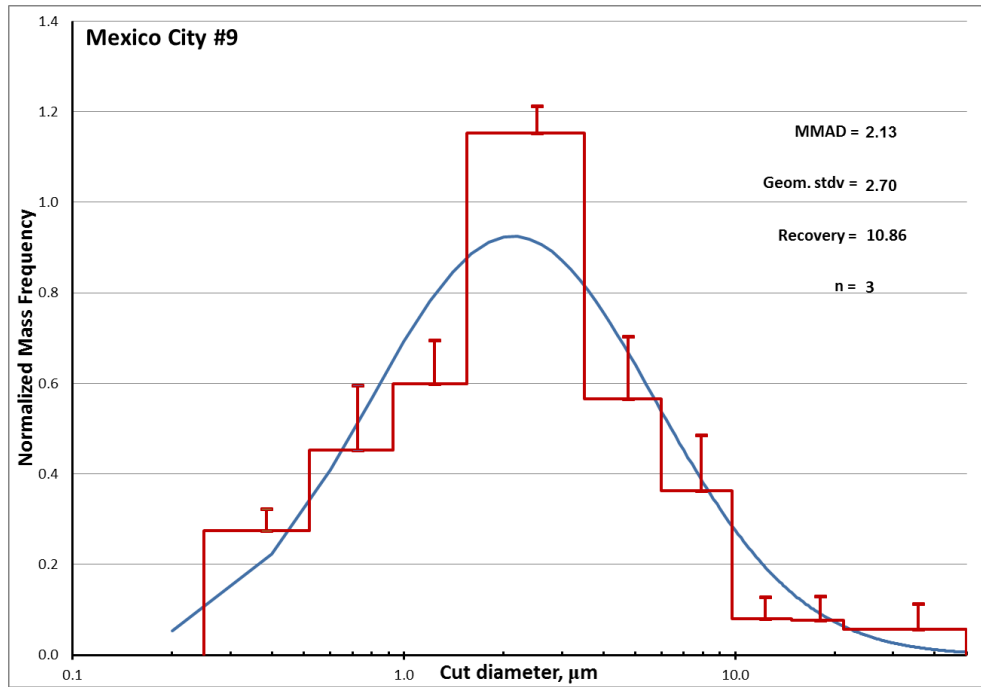


Figura 5D. Distribución de tamaño de PM₁₀ y PM_{2.5} determinadas en un impactador en cascada para mes de febrero 2013 de muestreo.

DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO

Marzo 2013, PM₁₀



Marzo 2013, PM_{2.5}

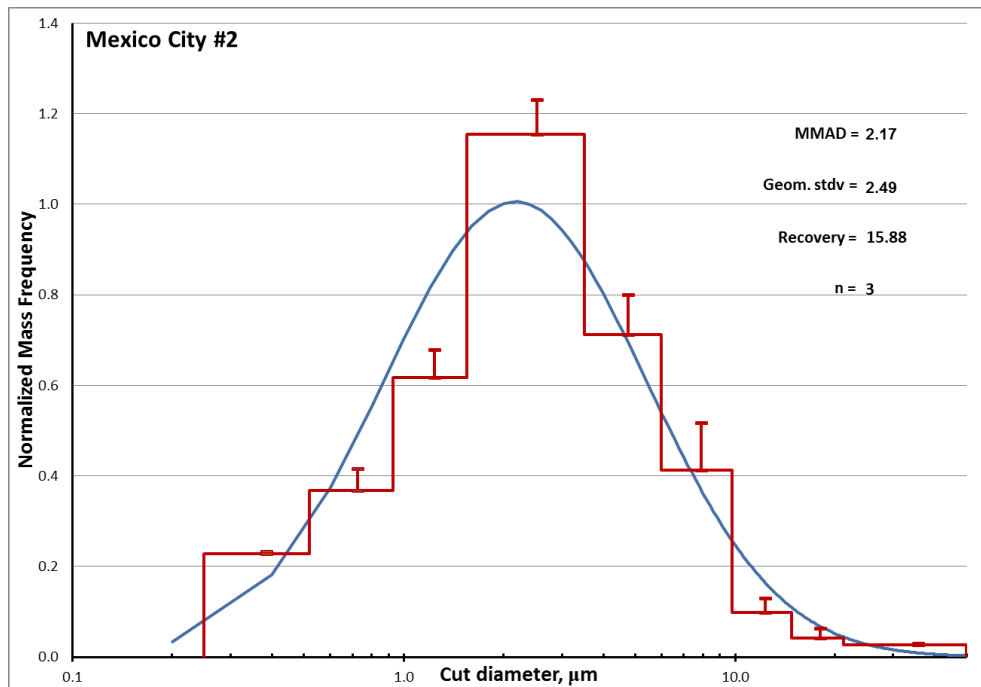
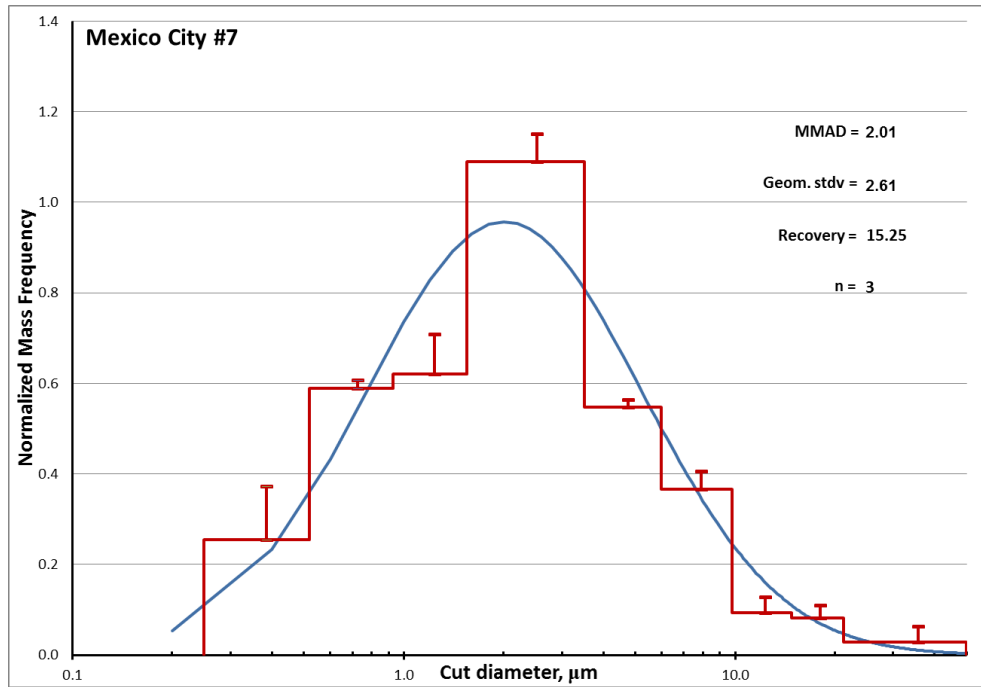


Figura 5E. Distribución de tamaño de PM₁₀ y PM_{2.5} determinadas en un impactador en cascada para mes de marzo 2013 de muestreo.

DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO

Abril 2013, PM₁₀



Abril 2013, PM_{2.5}

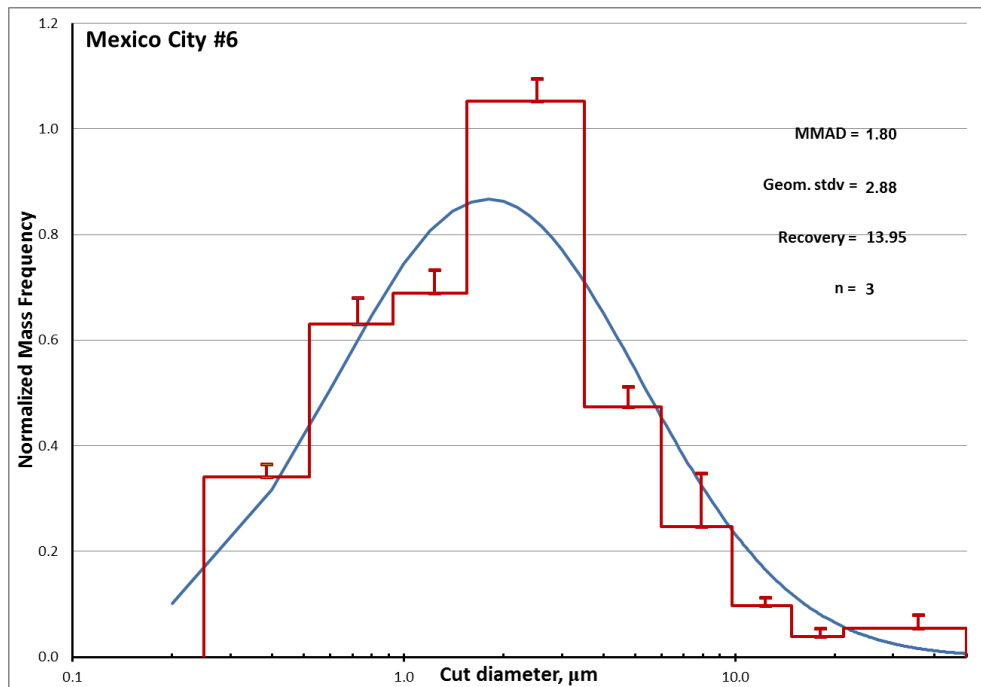
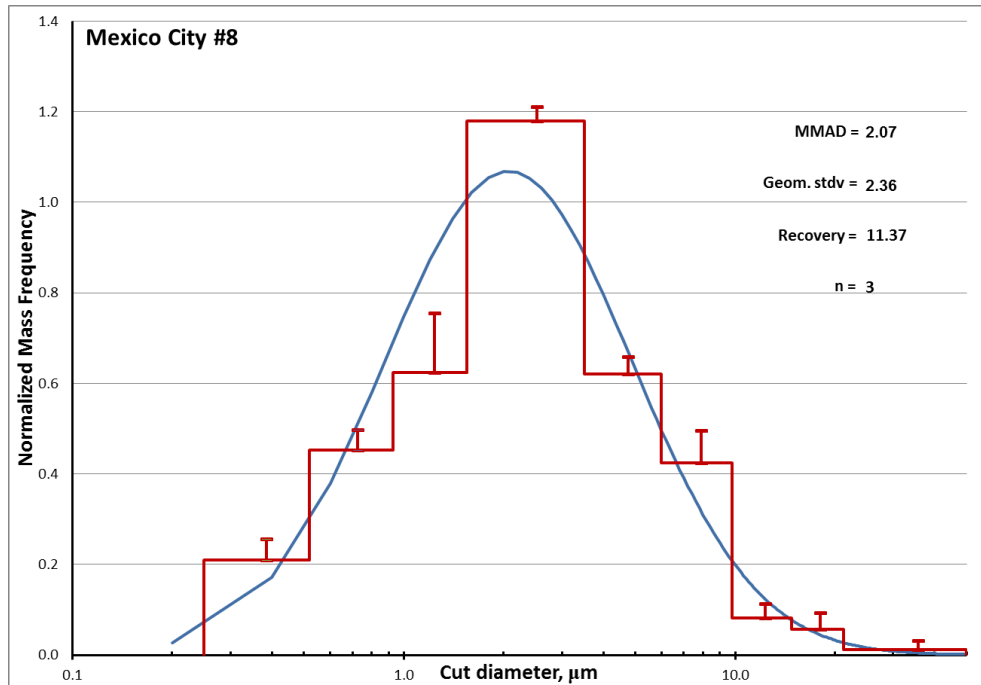


Figura 5F. Distribución de tamaño de PM₁₀ y PM_{2.5} determinadas en un impactador en cascada para mes de abril 2013 de muestreo.

DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO

Mayo 2013, PM₁₀



Mayo 2013, PM_{2.5}

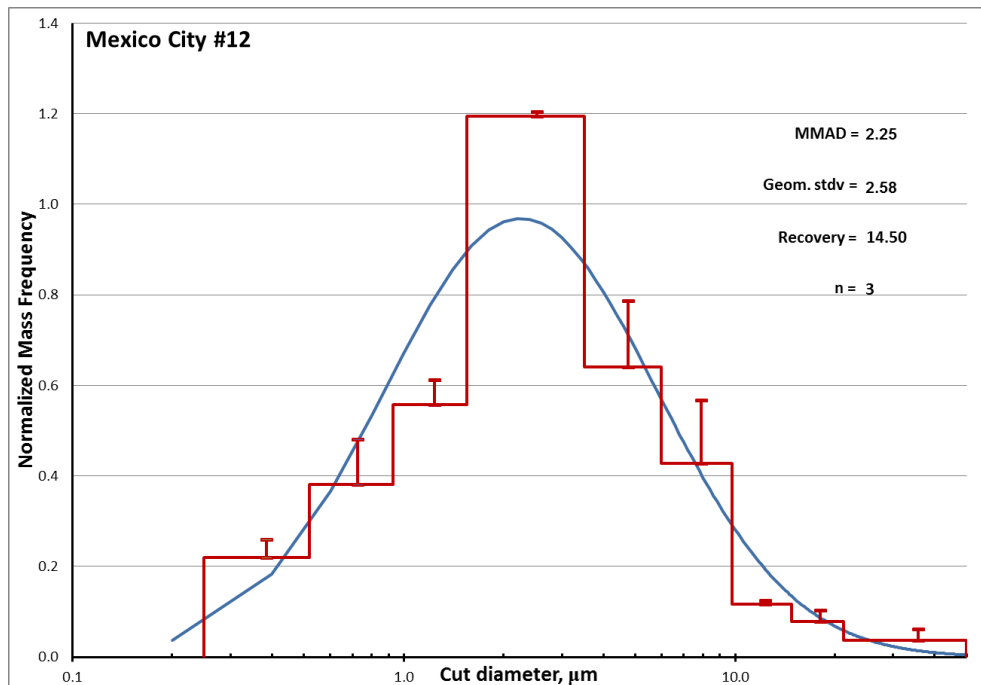


Figura 5F. Distribución de tamaño de PM₁₀ y PM_{2.5} determinadas en un impactador en cascada para mes de mayo 2013 de muestreo.

ROSAS DE VIENTO

Se realizaron rosas de vientos de los meses noviembre 2012 a mayo 2013, para tener una mejor identificación de nuestra zona de estudio. Ya que se cuenta con una estación del SIMAT en el mismo sitio, se utilizaron los datos horarios de dirección y velocidad de viento de la Red Meteorológica correspondientes a los meses de muestreo.

El promedio anual para el sitio de muestreo Merced fue de 2.1 m/s. Los meses con mayor velocidades de viento son de marzo a mayo con un rango promedio de 2.15 m/s a 2.34 m/s y los de menor velocidad de septiembre a enero con un intervalo promedio 1.89 m/s a 1.99 m/s, lo que representa una mayor estabilidad para los meses de secas frías, aunado con la altitud de la capa de mezcla que es menor durante esos meses (Ravindra *et al.*, 2006; Garza-Galindo *et al.*, 2019).

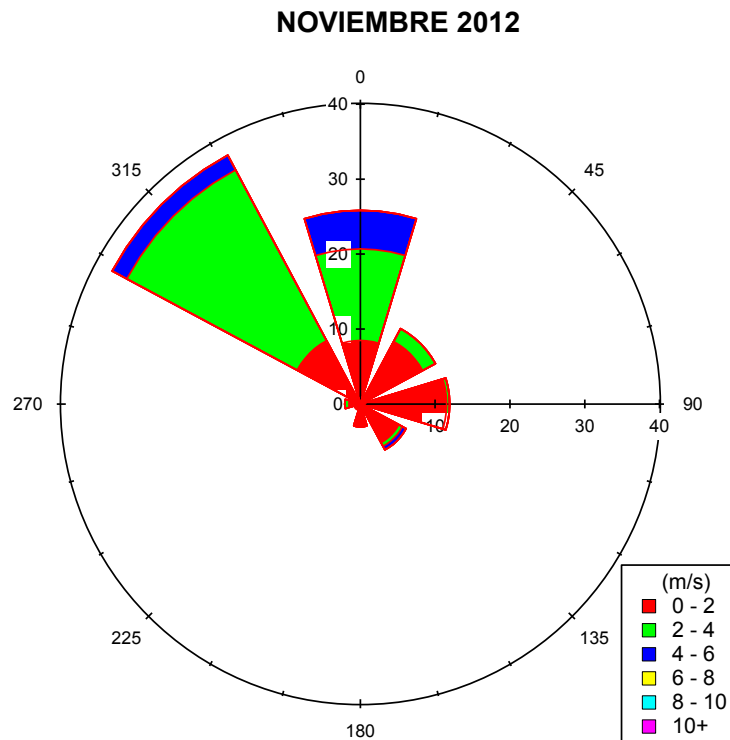
Las mayores velocidades de viento se observan entre las 17:00 h y 19:00 h, los valores máximos alrededor de las 18:00 h. Los mínimos se observaron por la mañana entre 6:00 h y 7:00 h. Esto explica por qué los valores promedio mayores de contaminación por PM se observaron por la mañana. En la tarde se favorece un poco la dispersión al aumentar la velocidad de viento.

Al encontrarse en la zona Centro de la CDMX, la estación Merced no presenta una gran cantidad de tolváneras, así que la concentración de PM se debe principalmente a la generación de contaminantes locales.

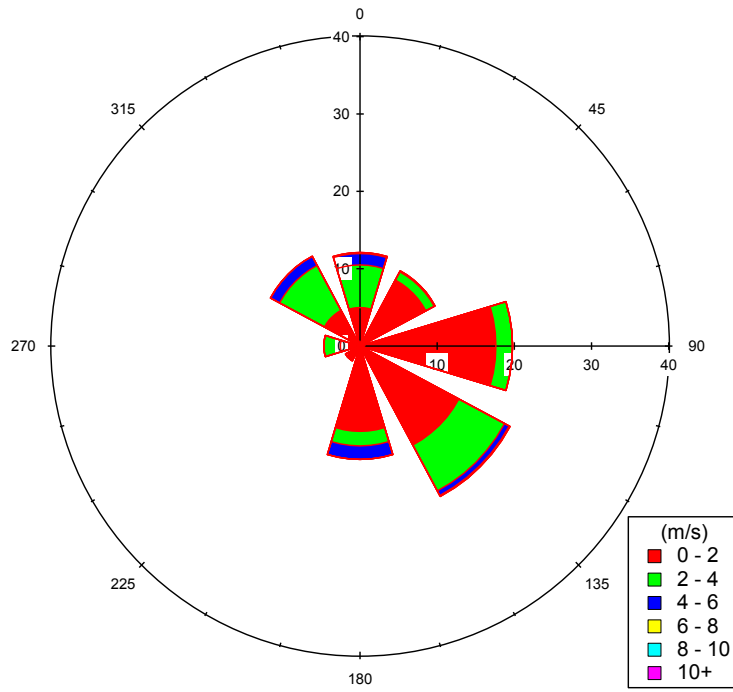
Con respecto a la dirección de viento las estaciones ubicadas en el centro de la CDMX no tienen una dirección definida como podemos ver en la figura 6 que

es el caso de nuestro sitio de muestreo en la estación de La Merced. Por la mañana se recibe influencia del sur y sureste, y por la tarde al incrementar la temperatura se modifica esta dirección recibiendo vientos del norte y noroeste aunque en su mayor parte del tiempo predomina el sistema local, al no existir una gran dispersión de contaminantes.

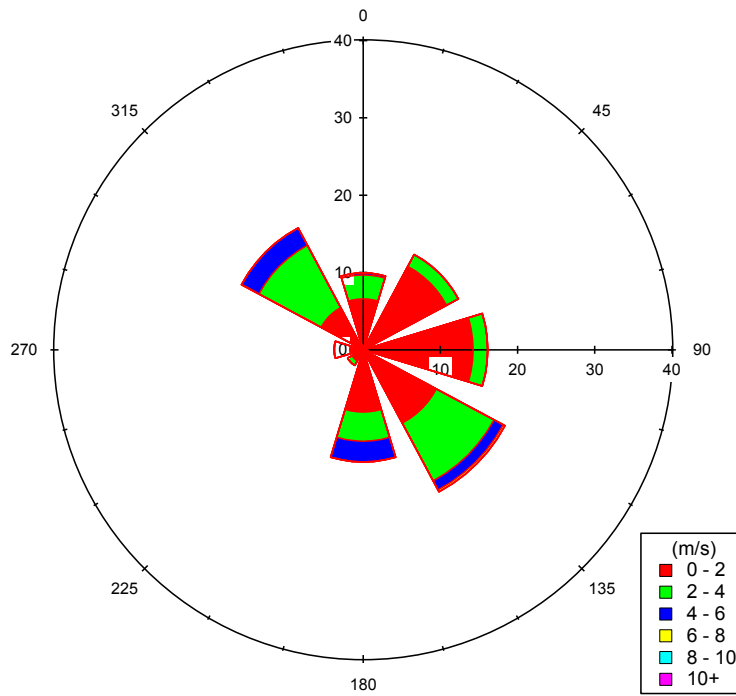
Con los datos meteorológicos de velocidad y dirección de viento se realizaron las rosas de viento para los meses de muestreo.



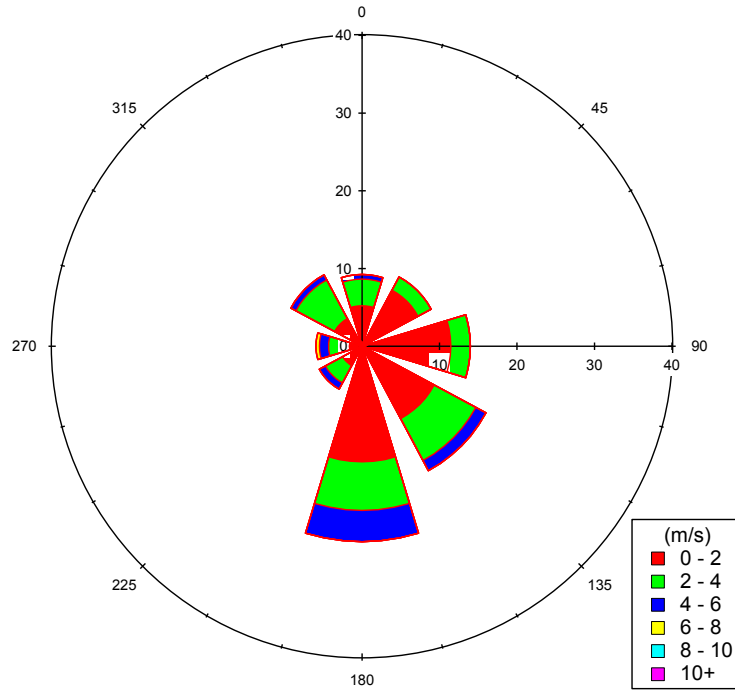
DICIEMBRE 2012



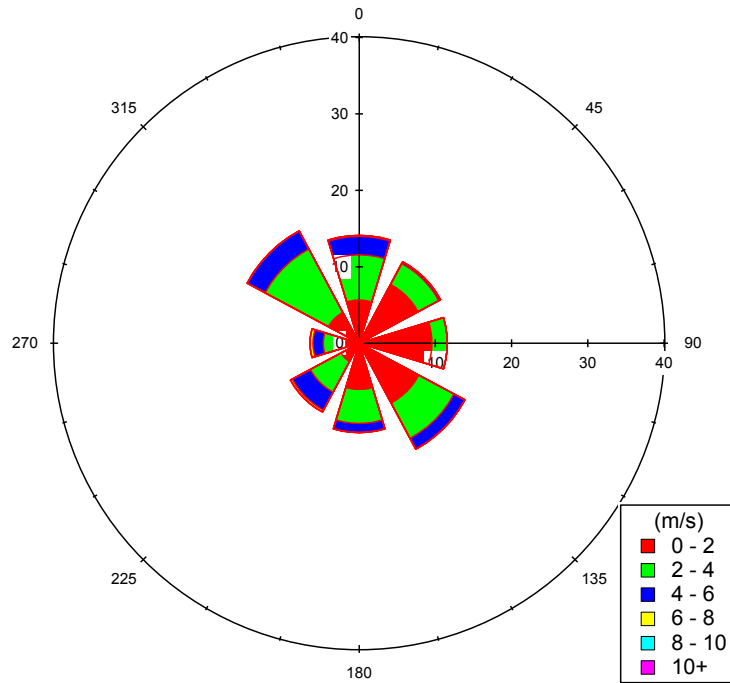
ENERO 2013



FEBRERO 2013



MARZO 2013



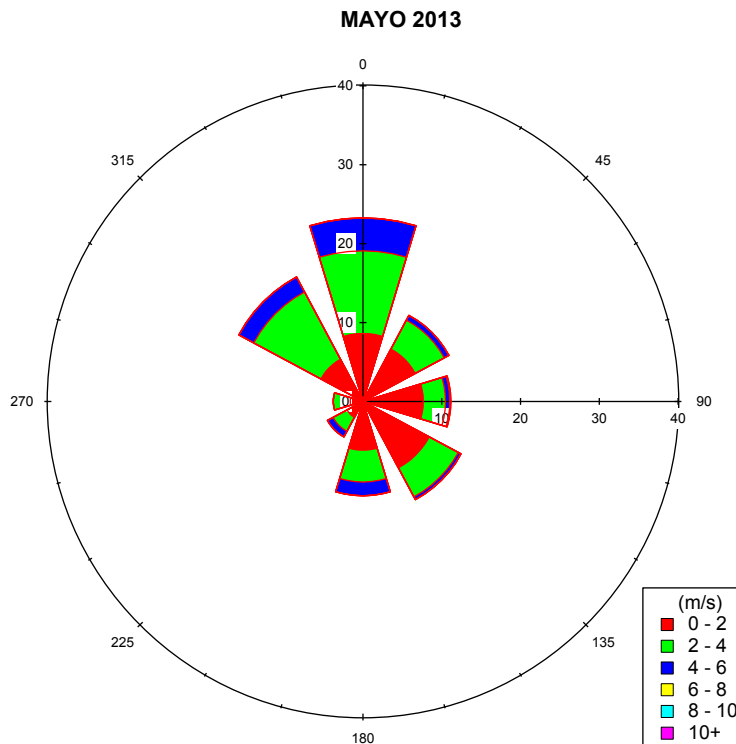
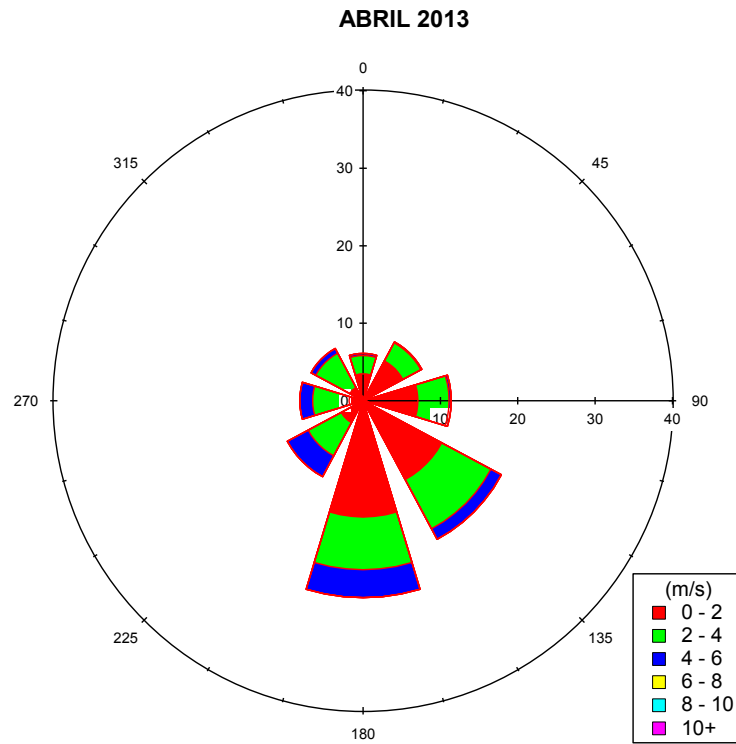


Figura 6. Rosas de vientos para cada mes de muestreo de noviembre 2012 a mayo 2013, valores promedio mensuales.

De acuerdo con los gráficos obtenidos para los distintos meses, podemos decir que para el mes de noviembre de 2012, encontramos la mayor frecuencia para la dirección de viento proveniente del Noroeste, teniendo velocidades de viento más intensas del sector Norte y Noroeste. Para el mes de diciembre la mayor frecuencia de la dirección de viento predomina el Sureste. De igual forma para el mes de enero de 2013 los vientos predominaron del Sureste con una mayor intensidad, aunque también se recibieron vientos opuestos de Noroeste. Durante el mes de febrero 2013 los vientos predominaron del Sur y Sureste con un promedio acumulado de 45 % y velocidades entre 2 m/s y 6 m/s.

El mes con mayor intensidad de viento fue marzo con rachas superiores a los 6 m/s, pero no se encontró una dirección predominante; como podemos ver en la figura 6, el viento sopló en distintas direcciones. En el mes de abril la dirección de viento predominó del Sur y Sureste. Finalmente para el mes de mayo los vientos volvieron a tomar distintas direcciones con un ligero dominio del Norte.

No se puede determinar una predominancia de dónde podrían venir los vientos y que éstos acarrearán contaminantes, debido a la dispersión de los mismos.

Sin embargo, podemos decir que tenemos una mayor influencia de Sur y Sureste, con velocidades entre 4 m/s y 6 m/s, que se consideran vientos moderados a débiles, según la escala de Beaufort.

La dispersión de los vientos en los meses de diciembre, enero, marzo y mayo es grande, por lo cual no se podría determinar la influencia de algún punto cercano a de donde provengan los contaminantes. Para el caso de noviembre se

ve claramente que la influencia está determinada del Norte, y para febrero y abril se podría decir que vienen del Sur y Suroeste.

ANÁLISIS ELEMENTAL POR XRF

En cada una de las muestras analizadas se identificaron un total de 19 elementos, 12 metales, 2 metaloides, 3 no metales y dos halógenos : Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Se, Br y Sr.

La calibración del XRF para la identificación elemental fue obtenida a partir de los patrones de *Micromatter* para cada elemento, en función del número atómico, para líneas K. De éstas se obtuvieron las curvas de respuesta típica del sistema de detección de rayos X, las cuales se muestran en la figura 7, con las cuales se pudo comparar directamente para cada muestra de partículas añadidas y así determinar la concentración elemental.

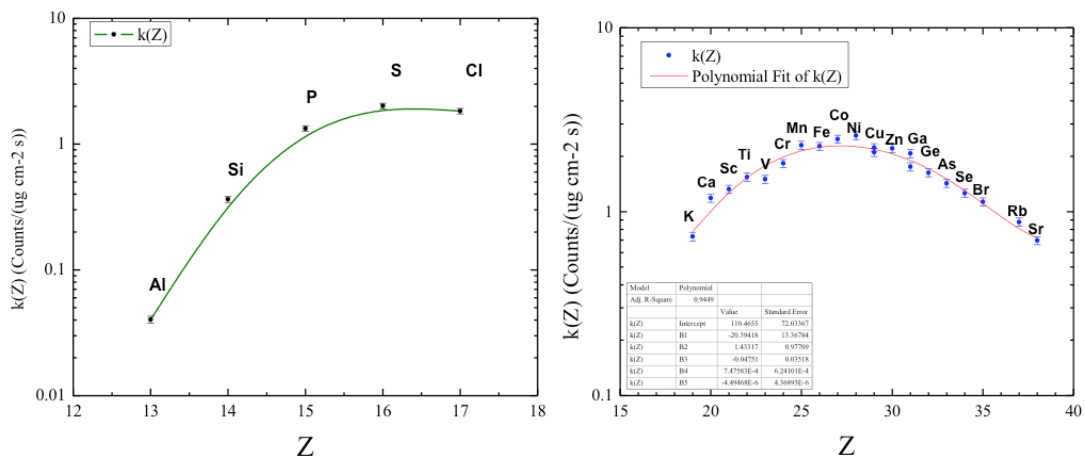


Figura 7. Curvas de respuesta del sistema de detección para los elementos patrón en el análisis de PM por XRF.

Las concentraciones variaron desde 0.03 $\mu\text{g}/\text{mg}$ para el selenio y hasta 82.39 $\mu\text{g}/\text{mg}$ para el calcio. La mayor cantidad elemental se dio en la fracción de PM_{10} en comparación con las $\text{PM}_{2.5}$. El análisis elemental por XRF mostró una clara diferencia en la composición obtenida en PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$. En los cuadros 8 y 9 podemos observar que los elementos que tuvieron una mayor concentración fueron: Al, Si, S, K, Ca, Fe, y Cu. De éstos, Al, Si, K, Ca y Fe se encuentran en mayor proporción en las PM_{10} , y S y Cu se presentaron mayores concentraciones en $\text{PM}_{2.5}$.

En el cuadro 8 se muestra la concentración elemental en PM_{10} , y se observa que para los meses de abril y mayo (secas calientes) existe una menor concentración de los elementos Al, Si, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Se y Br. El único que tuvo un incremento para los mismos meses fue Cu; los demás elementos mantuvieron una concentración homogénea a lo largo de los siete meses de muestreo.

En el cuadro 9 se encuentra la concentración elemental para $\text{PM}_{2.5}$, la cual es más homogénea en promedio que la encontrada en PM_{10} , aunque en concentraciones menores. Durante enero y febrero (secas frías) existe una disminución en la concentración de los elementos como Al, Si, K, Ca, Ti, Fe Br y Sr, y el que aumenta es el Ni. El Cu también aumentó para los meses de abril y mayo en ambos tamaños de partículas. En la figura 8 se observa la concentración promedio para cada elemento durante los 7 meses de muestreo en donde se observa que Al, Si, Ca y Fe son los elementos con una proporción mayor en PM_{10} que en $\text{PM}_{2.5}$ para toda la campaña.

Cuadro 8. Concentración elemental encontrada en PM₁₀ por medio de análisis con XRF

Mes de Muestreo	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Se	Br	Sr	Pb
Noviembre 2012	37.60 (0.45)	55.97 (7.10)	2.23 (0.09)	21.78 (0.51)	2.66 (0.08)	18.15 (1.12)	82.39 (3.80)	5.52 (0.18)	1.68 (0.05)	0.44 (0.02)	1.81 (0.05)	69.99 (1.43)	0.01 (0.00)	2.96 (0.07)	10.10 (0.23)	0.17 (0.01)	0.34 (0.02)	0.75 (0.06)	1.05 (0.09)
Diciembre 2012	24.07 (0.28)	35.08 (4.34)	1.37 (0.06)	11.09 (0.26)	2.27 (0.07)	14.73 (0.88)	47.19 (2.11)	3.39 (0.11)	0.81 (0.03)	0.20 (0.01)	0.98 (0.03)	40.36 (0.80)	0.00 (0.00)	1.48 (0.04)	2.81 (0.07)	0.10 (0.01)	0.17 (0.01)	0.41 (0.04)	0.74 (0.06)
Enero 2013	28.46 (0.33)	39.70 (4.78)	1.85 (0.07)	15.29 (0.35)	2.36 (0.07)	16.89 (1.00)	59.59 (2.62)	4.04 (0.13)	1.73 (0.05)	0.29 (0.01)	1.25 (0.03)	51.33 (1.00)	0.12 (0.01)	1.94 (0.05)	4.82 (0.11)	0.07 (0.01)	0.20 (0.02)	0.53 (0.04)	0.73 (0.06)
Febrero 2013	35.13 (0.44)	50.53 (6.70)	2.00 (0.089)	13.71 (0.34)	3.06 (0.10)	18.58 (1.20)	75.75 (3.66)	5.85 (0.20)	1.87 (0.06)	0.36 (0.02)	1.90 (0.05)	75.40 (1.62)	0.00 (0.00)	3.23 (0.08)	5.78 (0.15)	0.05 (0.01)	0.30 (0.02)	0.73 (0.06)	0.89 (0.07)
Marzo 2013	36.80 (0.43)	50.76 (6.34)	2.13 (0.08)	16.87 (0.40)	3.01 (0.09)	20.28 (1.24)	71.76 (3.28)	5.78 (0.18)	1.94 (0.06)	0.41 (0.02)	1.79 (0.05)	67.55 (1.37)	0.08 (0.01)	2.31 (0.06)	4.73 (0.11)	0.06 (0.01)	0.22 (0.02)	0.75 (0.06)	0.74 (0.06)
Abril 2013	20.36 (0.21)	27.92 (3.07)	1.17 (0.05)	7.97 (0.18)	2.03 (0.06)	8.93 (0.48)	31.75 (1.27)	2.64 (0.08)	0.60 (0.02)	0.20 (0.01)	0.86 (0.02)	29.15 (0.51)	0.00 (0.00)	2.24 (0.05)	1.51 (0.04)	0.03 (0.00)	0.11 (0.01)	0.35 (0.03)	0.23 (0.03)
Mayo 2013	22.67 (0.25)	27.91 (3.22)	1.42 (0.06)	12.49 (0.28)	2.02 (0.06)	11.00 (0.61)	38.87 (10.74)	3.17 (0.10)	0.74 (0.02)	0.25 (0.01)	0.95 (0.03)	39.35 (0.72)	0.00 (0.00)	4.56 (0.09)	2.67 (0.06)	0.03 (0.00)	0.13 (0.01)	0.44 (0.04)	0.43 (0.04)

La concentración de los elementos encontrados está expresada en µg/mg de partícula, entre paréntesis se expresa la incertidumbre.

Cuadro 9. Concentración elemental encontrada en PM_{2.5} por medio de análisis con XRF

Mes de Muestreo	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Se	Br	Sr	Pb
Noviembre 2012	27.04 (0.33)	31.89 (4.47)	1.89 (0.08)	25.34 (0.66)	2.97 (0.09)	13.64 (0.96)	43.97 (2.30)	3.82 (0.14)	2.10 (0.07)	0.48 (0.02)	1.38 (0.03)	49.54 (1.15)	0.09 (0.01)	3.32 (0.09)	10.94 (0.29)	0.53 (0.03)	0.52 (0.03)	0.53 (0.05)	1.77 (0.16)
Diciembre 2012	24.15 (0.31)	27.56 (3.78)	1.62 (0.07)	24.79 (0.63)	2.74 (0.09)	22.10 (1.48)	33.97 (1.72)	2.79 (0.10)	1.21 (0.04)	0.27 (0.02)	1.01 (0.03)	34.30 (0.78)	0.02 (0.00)	2.92 (0.08)	5.55 (0.15)	0.20 (0.01)	0.49 (0.03)	0.41 (0.04)	1.83 (0.16)
Enero 2013	14.57 (0.18)	13.76 (1.64)	1.20 (0.05)	16.70 (0.37)	2.43 (0.07)	10.80 (0.62)	16.04 (0.70)	1.23 (0.04)	1.46 (0.04)	0.33 (0.01)	0.59 (0.02)	15.49 (0.30)	0.19 (0.01)	1.72 (0.04)	3.07 (0.07)	0.10 (0.01)	0.31 (0.02)	0.16 (0.02)	1.09 (0.08)
Febrero 2013	9.22 (0.11)	11.91 (1.35)	0.91 (0.04)	12.32 (0.28)	2.11 (0.07)	6.59 (0.36)	13.68 (0.56)	1.07 (0.04)	0.84 (0.03)	0.22 (0.01)	0.44 (0.02)	12.16 (0.22)	0.12 (0.01)	1.45 (0.03)	2.42 (0.06)	0.08 (0.01)	0.17 (0.01)	0.11 (0.02)	0.40 (0.03)
Marzo 2013	19.08 (0.20)	23.71 (2.69)	1.37 (0.05)	17.19 (0.37)	2.16 (0.07)	9.63 (0.53)	25.36 (1.05)	2.11 (0.08)	1.07 (0.03)	0.25 (0.01)	0.65 (0.02)	22.02 (0.40)	0.06 (0.00)	1.62 (0.04)	2.25 (0.05)	0.07 (0.01)	0.12 (0.01)	0.24 (0.02)	0.49 (0.04)
Abril 2013	23.92 (0.27)	29.06 (3.54)	1.45 (0.06)	14.84 (0.34)	2.33 (0.07)	13.87 (0.83)	36.89 (1.65)	3.45 (0.11)	0.91 (0.03)	0.26 (0.01)	1.06 (0.03)	40.20 (0.79)	0.00 (0.00)	5.09 (0.11)	2.94 (0.07)	0.08 (0.01)	0.27 (0.02)	0.37 (0.03)	0.45 (0.04)
Mayo 2013	25.38 (0.30)	27.95 (3.55)	1.83 (0.07)	23.91 (0.56)	2.37 (0.07)	15.77 (0.98)	36.50 (1.69)	3.06 (0.10)	0.75 (0.03)	0.25 (0.01)	0.96 (0.03)	34.53 (0.71)	0.07 (0.01)	17.16 (0.37)	4.16 (0.10)	0.07 (0.01)	0.34 (0.02)	0.49 (0.04)	0.62 (0.06)

La concentración de los elementos encontrados está expresada en µg/mg de partícula, entre paréntesis se expresa la incertidumbre.

Concentración elemental promedio

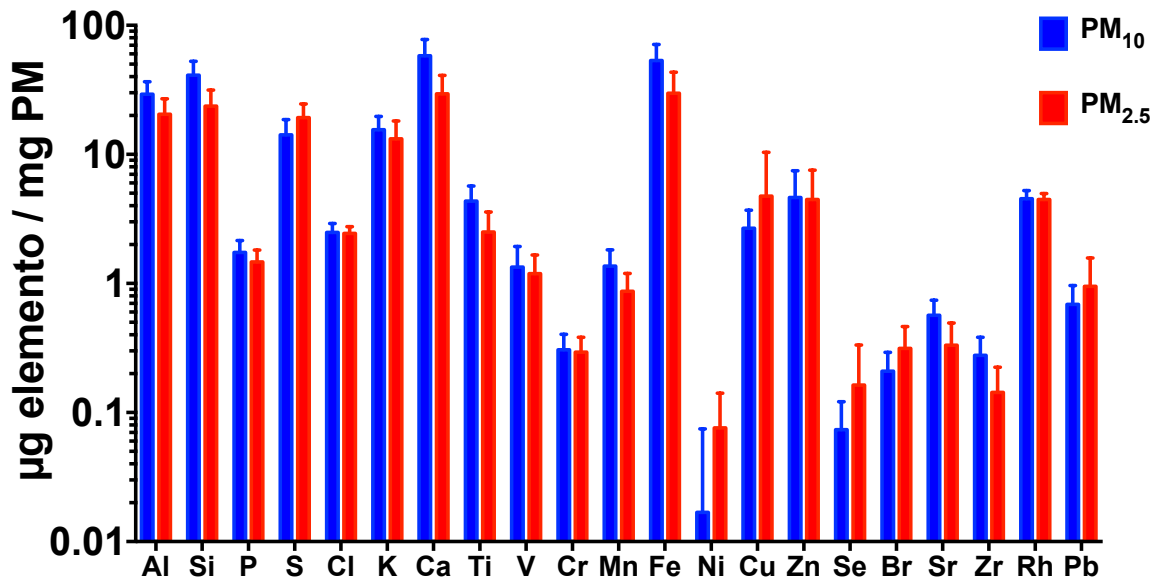


Figura 8. Promedio de concentraciones elementales de PM₁₀ y PM_{2.5} del análisis elemental por XRF.

ANÁLISIS DE HAP

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) se analizaron por medio de cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC-MS). Veintidós diferentes HAP se identificaron y cuantificaron por sus espectros de masas y tiempos de retención relativos.

En la figura 9, se muestra el cromatograma de los estándares para HAP y HAP-deuterados utilizados para la calibración del sistema. La figura 10 muestra un ejemplo de cromatograma de una muestra de PM_{2.5} correspondiente al mes de marzo 2013 analizada por GC-MS; podemos observar que se encontraron los 22 HAP.

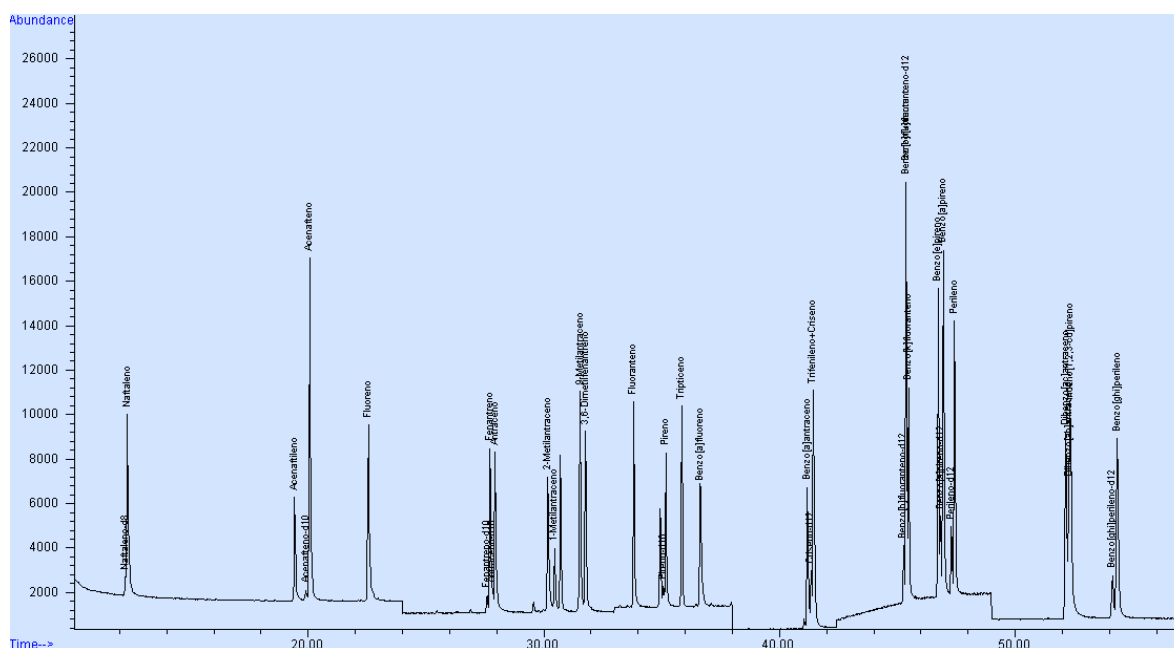


Figura 9. Cromatograma de los estándares de HAP [100 pg/μL] y HAP-deuterados analizados por GC-MS.

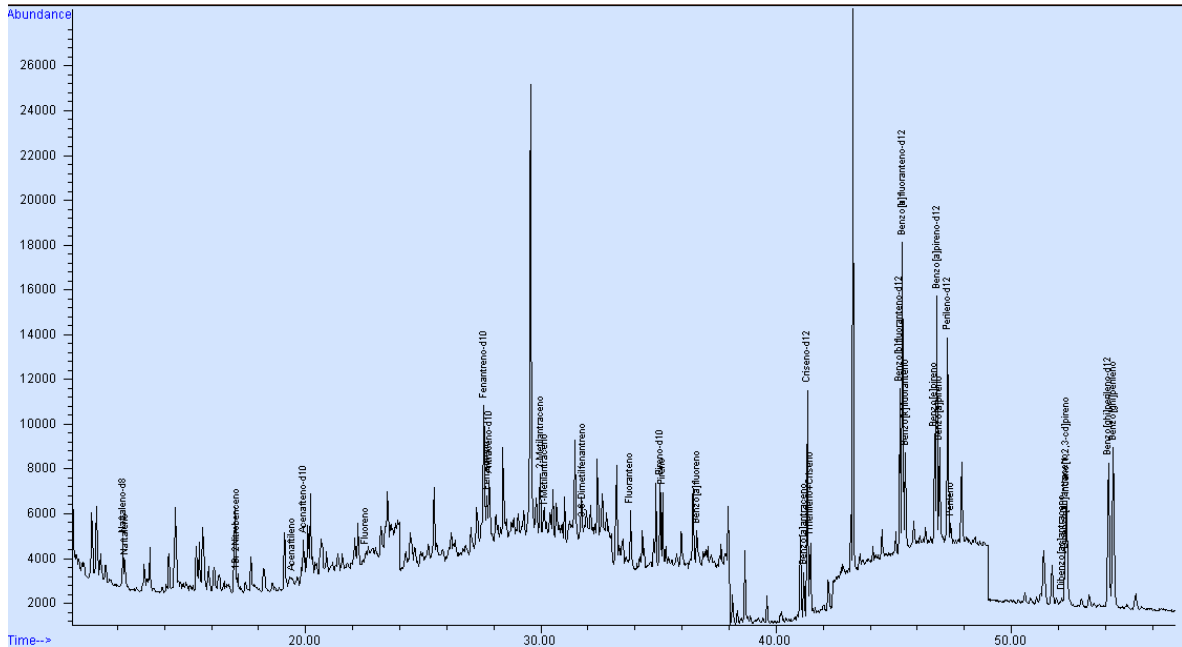


Figura 10. Cromatograma de una muestra de PM_{2.5} correspondiente al mes de marzo 2013, donde se identifican los diferentes HAP analizados por GC-MS.

En el cuadro 10 se muestra la lista de los tiempos de retención y el porcentaje de recuperación para los HAP. El promedio de recuperación fue de 94 % para PM₁₀ y de 93 % para PM_{2.5}. Tomando en cuenta que se partió de una concentración de estándares de 1 ng/μL para cada uno de los analitos, el porcentaje de recuperación indica la eficiencia del sistema y estuvo en rangos de (58-130) % para PM₁₀ y (53-127) % para PM_{2.5}.

HAP	TR [min]	% Rec. PM ₁₀	% Rec. PM _{2.5}
Naftaleno	7.21	59.48	52.78
Acenaftileno	13.17	57.83	56.94
Acenafteno	13.83	58.83	58.09
Fluoreno	16.12	62.76	63.09
Fenantreno	21.04	69.69	71.10
Antraceno	21.24	67.06	67.19
Fluoranteno	27.01	92.35	88.51
Pireno	28.30	91.70	93.14
Benzo[a]fluoreno	29.91	103.68	96.98
Benzo[a]antraceno	34.33	122.64	117.68
Trifenileno+Criseno	34.59	95.50	92.44
Benzo[b]fluoranteno	39.53	121.10	119.82
Benzo[k]fluoranteno	39.63	129.70	126.92
Benzo[e]pireno	40.98	114.06	115.88
Benzo[a]pireno	41.21	129.07	122.01
Perileno	41.62	123.10	112.79
Dibenzo[a,c]antraceno	44.29	95.05	90.84
Indeno[1,2,3-cd]pireno	44.39	93.39	83.41
Dibenzo[a,h]antraceno	44.40	102.17	108.88
Benzo[ghi]perileno	45.34	103.74	117.87
	PROMEDIO	94.24	92.82
	D.E.	24.15	23.89

Cuadro 10. Tiempos de retención y porcentaje de recobros de los HAP analizados por GC-MS. TR es el tiempo de retención en minutos. %Rec. Porcentajes de recobros para PM₁₀ y PM_{2.5}.

En los cuadros 11 y 12 se muestran las concentraciones para cada uno de los 22 HAP analizados, las cuales varían desde 0.0 ng/mg hasta 166.65 ng/mg en las PM. Encontramos que los HAP que se presentaron en mayor concentración son los de peso molecular más elevado, como el Benzo[b]fluranteno, Benzo[k]fluranteno, Benzo[e]pireno, Perileno, Indeno[1,2,3-cd]pireno, Dibenzo[ac]antraceno, Dibenzo[ah]antraceno y Benzo[ghi]perileno. La mayor concentración de HAP se halló en la fracción de PM_{2.5}, en comparación con las PM₁₀. La concentración fue homogénea para los HAP de bajo peso molecular en

los distintos meses de muestreo. Para los meses de abril y mayo la concentración de los HAP de alto peso molecular mostró una tendencia a disminuir en ambas fracciones.

En la figura 11 se muestra la concentración promedio para toda la campaña de muestreo [ng HAP/mg PM] de los HAP identificados para PM₁₀ y PM_{2.5}, en la cual encontramos los 22 HAP.

Cuadro 11. Concentración de HAP encontrada en PM₁₀ [ng/mg]

Mes de Muestreo	Naftaleno	Acenaftileno	Acenafteno	Fluoreno	Fenantreno	Antraceno	1-Metilantraceno	3,6-Dimetilfenantreno	Fluoranteno	Pireno	Tripticeno	Benzo[a]fluoreno	Benzo[a]antraceno	Trifenileno+Criseno	Benzo[b]fluoranteno	Benzo[k]fluoranteno	Benzo[e]pireno	Benzo[a]pireno	Perileno	Indeno[1,2,3-cd]pireno	Dibenzo[a,c]antraceno+Dibenzo[a,h]antraceno	Benzo[ghi]perileno
Noviembre 2012	1.30 (0.01)	0.25 (0.00)	0.30 (0.00)	0.30 (0.02)	1.59 (0.04)	0.20 (0.00)	0.42 (0.06)	0.03 (0.01)	1.65 (0.02)	2.58 (0.02)	0.00 (0.00)	0.31 (0.01)	1.79 (0.03)	2.49 (0.09)	4.38 (0.25)	5.56 (0.13)	3.48 (0.05)	2.31 (0.05)	0.59 (0.01)	3.84 (0.09)	1.54 (0.05)	14.38 (0.13)
Diciembre 2012	1.37 (0.02)	0.29 (0.03)	0.00 (0.00)	0.40 (0.01)	1.63 (0.01)	0.20 (0.00)	0.00 (0.00)	0.16 (0.00)	1.86 (0.02)	2.75 (0.03)	0.00 (0.00)	0.30 (0.08)	1.91 (0.02)	2.56 (0.04)	5.03 (0.25)	6.62 (0.29)	3.82 (0.04)	2.71 (0.04)	0.67 (0.01)	4.80 (0.06)	0.53 (0.20)	36.94 (0.09)
Enero 2013	1.60 (0.07)	0.39 (0.02)	0.00 (0.00)	0.38 (0.02)	2.00 (0.10)	0.24 (0.01)	0.00 (0.00)	0.11 (0.01)	2.24 (0.11)	3.63 (0.18)	0.00 (0.00)	0.53 (0.03)	2.60 (0.13)	2.68 (0.13)	4.55 (0.23)	7.94 (0.39)	5.04 (0.25)	3.24 (0.16)	0.84 (0.04)	5.34 (0.26)	1.71 (0.15)	50.09 (1.41)
Febrero 2013	1.61 (0.07)	0.39 (0.01)	0.00 (0.00)	0.32 (0.01)	1.82 (0.09)	0.16 (0.01)	0.00 (0.00)	0.29 (0.01)	1.95 (0.09)	3.35 (0.15)	0.00 (0.00)	0.45 (0.02)	2.07 (0.09)	2.12 (0.09)	4.03 (0.17)	6.61 (0.28)	4.56 (0.19)	2.65 (0.11)	0.81 (0.03)	4.13 (0.19)	1.43 (0.12)	21.31 (1.07)
Marzo 2013	1.29 (0.07)	0.28 (0.01)	0.00 (0.00)	0.26 (0.01)	1.55 (0.07)	0.21 (0.01)	0.00 (0.00)	0.16 (0.00)	2.03 (0.10)	3.42 (0.16)	0.00 (0.00)	0.41 (0.02)	1.84 (0.09)	2.00 (0.09)	3.18 (0.15)	5.44 (0.25)	3.71 (0.18)	2.30 (0.11)	0.59 (0.03)	4.00 (0.19)	1.34 (0.12)	45.37 (0.96)
Abril 2013	1.57 (0.08)	0.25 (0.01)	0.00 (0.00)	0.31 (0.02)	1.50 (0.07)	0.20 (0.01)	0.00 (0.00)	0.41 (0.02)	1.38 (0.07)	2.60 (0.13)	0.00 (0.00)	0.38 (0.02)	1.28 (0.06)	1.50 (0.08)	2.39 (0.12)	4.09 (0.20)	2.83 (0.14)	1.65 (0.08)	0.47 (0.02)	3.01 (0.15)	0.21 (0.01)	81.58 (4.08)
Mayo 2013	1.67 (0.08)	0.21 (0.01)	0.00 (0.00)	0.30 (0.02)	1.49 (0.07)	0.00 (0.00)	0.14 (0.01)	0.32 (0.02)	1.04 (0.05)	2.02 (0.10)	0.00 (0.00)	0.27 (0.01)	0.86 (0.04)	1.12 (0.06)	1.69 (0.08)	2.75 (0.14)	2.00 (0.10)	1.02 (0.05)	0.27 (0.01)	1.98 (0.10)	1.69 (0.08)	10.96 (0.55)

La concentración de los HAP encontrados está expresada en ng/mg de partícula, entre paréntesis se expresa la incertidumbre.

Cuadro 12. Concentración de HAP encontrada en PM_{2.5} [ng/mg]

Mes de Muestreo	Naftaleno	Acenafileno	Acenafteno	Fluoreno	Fenantreno	Antraceno	1-Metilantraceno	3,6-Dimetilfenantreno	Fluoranteno	Pireno	Triptíceno	Benzo[a]fluoreno	Benzo[a]antraceno	Trifenileno+Criseno	Benzo[b]fluoranteno	Benzo[k]fluoranteno	Benzo[e]pireno	Benzo[a]pireno	Perileno	Indeno[1,2,3-cd]pireno	Dibenzo[a,c]antraceno+Dibenzo[a,h]antraceno	Benzo[ghi]perileno
Noviembre 2012	2.68 (0.14)	0.78 (0.01)	0.00 (0.00)	0.52 (0.01)	3.51 (0.25)	0.45 (0.00)	0.87 (0.02)	0.41 (0.00)	3.28 (0.22)	5.14 (0.53)	0.00 (0.00)	0.81 (0.01)	4.27 (0.36)	2.18 (0.10)	7.97 (1.27)	8.87 (1.58)	6.97 (0.97)	5.53 (0.61)	4.08 (0.33)	6.88 (0.95)	5.30 (0.56)	52.61 (55.35)
Diciembre 2012	2.20 (0.11)	0.75 (0.04)	0.00 (0.00)	0.49 (0.02)	3.64 (0.18)	0.47 (0.2)	0.57 (0.03)	0.75 (0.04)	4.44 (0.22)	7.20 (0.36)	0.00 (0.00)	1.05 (0.05)	4.79 (0.24)	4.90 (0.25)	8.62 (0.43)	15.22 (0.76)	10.10 (0.51)	6.59 (0.33)	1.70 (0.09)	11.39 (0.57)	0.87 (0.04)	45.55 (2.28)
Enero 2013	1.82 (0.09)	0.67 (0.03)	0.00 (0.00)	0.43 (0.02)	3.07 (0.15)	0.39 (0.02)	0.50 (0.03)	0.70 (0.04)	3.34 (0.17)	5.56 (0.28)	0.00 (0.00)	0.82 (0.04)	4.30 (0.22)	4.24 (0.21)	7.93 (0.40)	13.76 (0.69)	9.11 (0.46)	6.39 (0.32)	1.60 (0.08)	10.70 (0.54)	0.95 (0.05)	43.87 (2.19)
Febrero 2013	1.95 (0.10)	0.60 (0.03)	0.00 (0.00)	0.41 (0.02)	2.77 (0.14)	0.40 (0.02)	0.54 (0.03)	0.78 (0.04)	3.42 (0.17)	5.15 (0.26)	0.00 (0.00)	0.74 (0.04)	3.27 (0.16)	3.29 (0.16)	6.59 (0.33)	11.24 (0.56)	9.25 (0.46)	4.73 (0.24)	1.19 (0.06)	9.94 (0.50)	0.84 (0.04)	53.78 (2.69)
Marzo 2013	1.47 (0.07)	0.34 (0.02)	0.00 (0.00)	0.34 (0.02)	1.96 (0.10)	0.23 (0.01)	0.20 (0.01)	0.55 (0.03)	1.89 (0.09)	3.11 (0.16)	0.00 (0.00)	0.48 (0.02)	1.65 (0.08)	1.89 (0.09)	3.05 (0.15)	4.99 (0.25)	3.54 (0.18)	2.18 (0.11)	0.57 (0.03)	4.15 (0.21)	0.34 (0.02)	80.29 (4.01)
Abril 2013	1.98 (0.07)	0.45 (0.02)	0.00 (0.00)	0.50 (0.02)	2.63 (0.09)	0.10 (0.01)	4.51 (0.02)	0.95 (0.03)	2.37 (0.08)	4.11 (0.14)	0.00 (0.00)	0.65 (0.02)	1.91 (0.07)	3.68 (0.07)	3.55 (0.12)	6.16 (0.21)	4.29 (0.15)	2.65 (0.09)	0.68 (0.02)	5.40 (0.16)	0.60 (0.01)	166.65 (0.01)
Mayo 2013	1.41 (0.07)	0.33 (0.02)	0.00 (0.00)	0.35 (0.02)	1.95 (0.10)	0.00 (0.00)	0.28 (0.01)	0.59 (0.03)	1.63 (0.08)	2.89 (0.14)	0.00 (0.00)	0.46 (0.02)	1.26 (0.06)	1.65 (0.08)	2.15 (0.11)	3.38 (0.17)	2.49 (0.12)	1.25 (0.06)	0.35 (0.02)	2.05 (0.10)	1.84 (0.09)	11.53 (0.58)

La concentración de los HAP encontrados está expresada en ng/mg de partícula, entre paréntesis se expresa la incertidumbre.

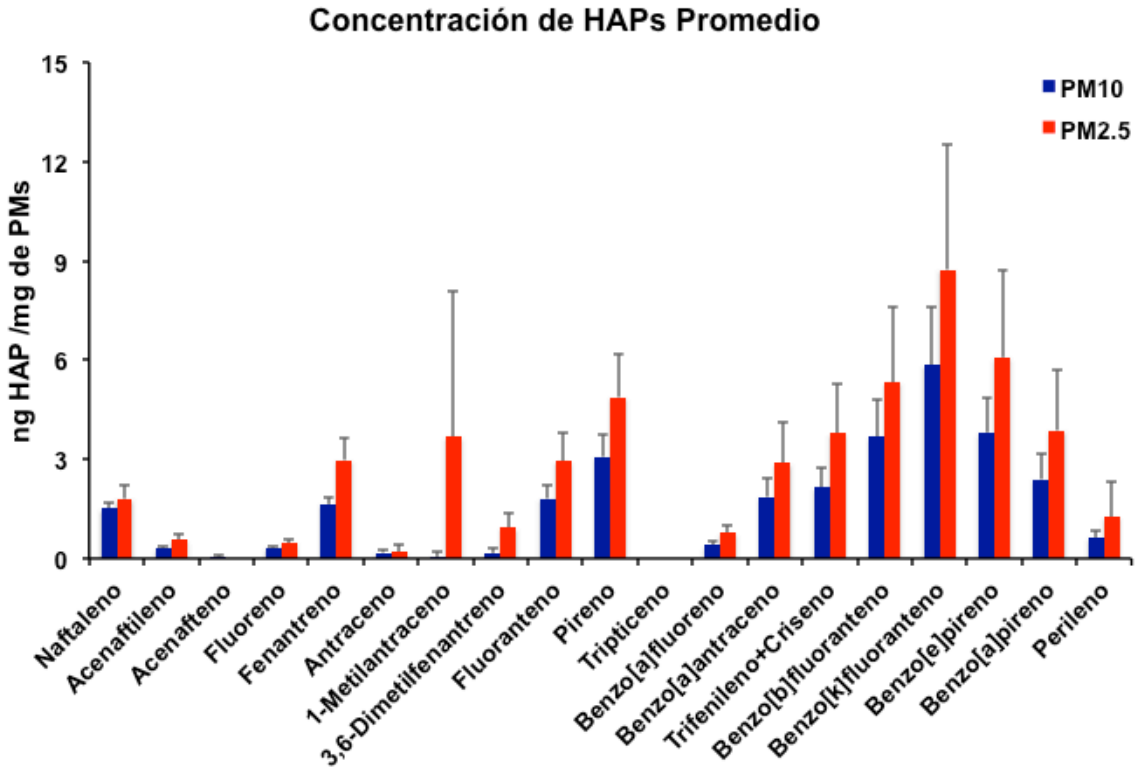


Figura 11. Promedio de HAP de PM₁₀ y PM_{2.5} del análisis por CG-MS.

ANÁLISIS DE FTALATOS

De los 8 ftalatos analizados en nuestras muestras, el DEP no pudo ser detectado, posiblemente debido a la alta volatilidad de este compuesto (2.1×10^{-3} mm Hg @ 25 °C), mientras que los ésteres de ftalato menos volátiles como el DEHP o el DnBP, que son más prevalentes en la fase particulada (Rudel y Perovich, 2009), sí fueron detectados. El DEHP fue encontrado en las mayores concentraciones de 32.8 µg/mg a 175.8 µg/g de partículas para PM₁₀ y de 21.5 a 229.7 µg/g de partículas para PM_{2.5}. El segundo ftalato más abundante fue el DnBP en concentraciones de 6.1 µg/mg a 14.2 µg/mg para PM₁₀ y 1.8 µg/mg a 23.9 µg/mg para PM_{2.5}. Todos los demás ftalatos se encontraron en niveles cercanos al límite de detección (Cuadro 13, A y B).

A

		Nov.	Dic.	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo
PM ₁₀	DiBP	n.d.	8.0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	DnBP	14.2	n.d.	6.1	10.0	n.d.	n.d.	n.d.
	BzBP	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	DEHP	89.2	121.1	108.9	91.5	32.8	175.8	53.3
	DINP	n.d.	0.4	n.d.	0.4	n.d.	0.5	n.d.
	DIDP	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	DPHP	1.1	2.4	2.2	3.1	0.7	3.8	1.0

B

		Nov.	Dic.	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo
PM _{2.5}	DiBP	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	DnBP	n.d.	n.d.	10.8	n.d.	9.7	31.8	23.9
	BzBP	n.d.	n.d.	7.2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	DEHP	40.3	51.1	86.6	90.2	21.5	152.1	229.7
	DINP	0.6	n.d.	5.7	n.d.	n.d.	0.7	n.d.
	DIDP	n.d.	n.d.	0.8	n.d.	n.d.	0.3	0.2
	DPHP	0.9	0.8	0.6	2.1	n.d.	4.3	0.9

n.d. - no detectable

Cuadro 13. Concentraciones de ftalatos detectados en muestras de PM₁₀ (A) y PM_{2.5} (B).

ANÁLISIS DE CARBONO EN PM

El análisis de carbono indicó que el C tiene una buena proporción de la masa, mostrando una poca diferencia en composición de las muestras mensuales. El carbono orgánico está en mayor proporción que el elemental, a su vez la concentración de carbono es mayor en PM_{2.5} que en PM₁₀.

La relación de del carbono orgánico entre el carbono total (OC/TC) indicó que en ambos tamaños se tiene relativamente la misma proporción de carbono orgánico y carbono elemental. En el cuadro 14 se proporcionan las concentraciones de carbono orgánico (OC) y carbono elemental (EC) en unidades de µg/mg de partícula.

Mes de Muestreo	PM ₁₀		PM _{2.5}	
	µgOC/mg	µgEC/mg	µgOC/mg	µgEC/mg
Noviembre 2012	127.67 (1.32)	67.41 (0.86)	233.34 (0.10)	71.15 (0.42)
Diciembre 2012	138.58 (0.36)	50.91 (1.68)	245.63 (2.00)	54.70 (2.12)
Enero 2013	134.82 (0.22)	44.12 (2.73)	263.12 (4.70)	50.30 (2.80)
Febrero 2013	130.77 (0.84)	75.54 (2.12)	239.69 (1.08)	93.22 (3.82)
Marzo 2013	125.72 (1.62)	78.33 (2.55)	201.38 (4.83)	80.58 (1.87)
Abril 2013	144.78 (1.32)	73.57 (1.81)	225.07 (1.17)	69.81 (0.21)
Mayo 2013	151.28 (2.32)	42.89 (2.32)	220.48 (1.88)	59.32 (1.41)

Cuadro 14. Promedio mensual de la concentración de carbono orgánico (OC) y carbono elemental (EC) encontrado en muestras de PM₁₀ y PM_{2.5}, entre paréntesis se expresa la incertidumbre.

El carbono total en PM₁₀ constituye el 20 % de la masa, del cual el carbono orgánico representa el 69% y el carbono elemental el restante 31%. Con respecto

a estas mismas relaciones en PM_{2.5} la masa del carbono total es el 30 %, del carbono orgánico un 78% y del carbono elemental solo el 22%. Existiendo una diferencia significativa en Carbono Total entre PM_{2.5} y PM₁₀ p<0.05. También lo hay comparando el Carbono Orgánico entre las fracciones PM_{2.5} y PM₁₀ p<0.05.

ENDOTOXINAS

En el cuadro 15 se presentan las concentraciones de endotoxinas encontradas en las partículas, expresadas como unidades de endotoxina por unidad de masa de partícula (UE/mg). Las concentraciones son variables para el tamaño y los meses de muestreo. Se encontró una mayor cantidad de endotoxinas para las PM₁₀ con un promedio de 87.91 ± 15.00 en comparación con las PM_{2.5} 83.63 ± 9.56, presentando una mayor concentración para los meses de secas calientes en ambos tamaños de partículas.

Mes de Muestreo	PM ₁₀ (UE/mg)	PM _{2.5} (UE/mg)
Noviembre 2012	24.30 ± 3.54	54.47 ± 2.98
Diciembre 2012	28.45 ± 7.10	23.66 ± 1.94
Enero 2013	33.84 ± 5.45	19.19 ± 1.27
Febrero 2013	117.89 ± 16.34	93.69 ± 14.99
Marzo 2013	102.93 ± 13.21	92.55 ± 18.11
Abril 2013	182.03 ± 37.22	75.14 ± 5.26
Mayo 2013	125.90 ± 22.16	226.72 ± 22.36

Cuadro 15. Promedio mensual de la concentración de endotoxinas de PM₁₀ y PM_{2.5}. Unidades de Endotoxina por mg de partícula (UE/mg) ± Desviación Estándar.

Existen diferencias estadísticamente significativas entre las épocas secas frías (noviembre, diciembre, enero y febrero) y de secas calientes (marzo, abril y mayo), tanto para PM_{2.5} y PM₁₀, con $p < 0.05$.

RECEPTORES DE MOLÉCULAS DE ADHESIÓN

Los cultivos de células U-937 se expusieron a PM₁₀ y PM_{2.5} de la zona Centro (Merced) de la CDMX a concentraciones de 0.001 µg/mL, 0.003 µg/mL, 0.01 µg/mL, 0.03 µg/mL, 0.3 µg/mL, 3 µg/mL y 30 µg/mL, para detectar la expresión de receptores de moléculas de adhesión tempranas (sLex y PSGL-1) y tardías (LFA-1, VLA-4 y $\alpha V\text{-}\beta 3$).

Para todos los receptores se observó una respuesta positiva desde la concentración de 0.01 µg/mL, independientemente del tamaño de partícula PM₁₀ y PM_{2.5}, y para los 7 meses de muestreo. Aunque no se puede hablar de una concentración respuesta, a la mayor concentración [30 µg/mL] se observaron los mayores cambios en la intensidad de la expresión. Se puede apreciar que a concentraciones de 0.001 µg/mL y 0.003 µg/mL los receptores tempranos y tardíos se encuentran en una cantidad similar a la de los cultivos sin exponer, mientras que a partir de los 0.01 µg/mL los niveles de expresión son similares a los inducidos por el control positivo utilizado, TNF α .

Los resultados se muestran como promedio y desviación estándar.

MOLÉCULAS DE ADHESIÓN TEMPRANAS INDUCIDAS POR PM₁₀

sLe^x

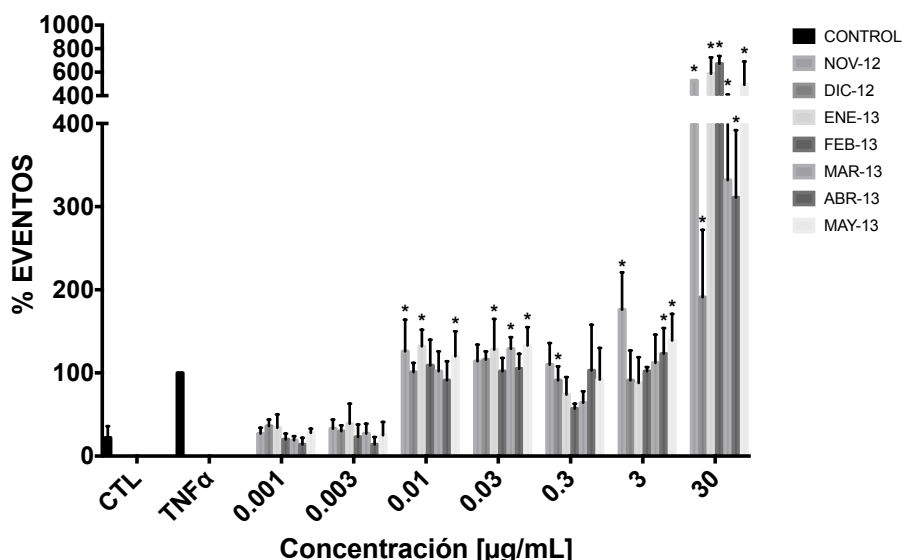


Figura 12. Expresión de receptor sLe^x en moléculas de adhesión tempranas en células U-937, expuestas por 3 horas a concentraciones de 0.0001 μ g/mL hasta 30 μ g/mL de PM₁₀ del sitio Merced durante los meses de secas frías nov-12, dic-12, ene-13 y feb-13, y secas calientes mar-13, abr-13 y may-13, control positivo TNF α (1 ng/mL). Los resultados se muestran como promedio y desviación estándar, (* p \leq 0.05 respecto al control).

PSGL-1

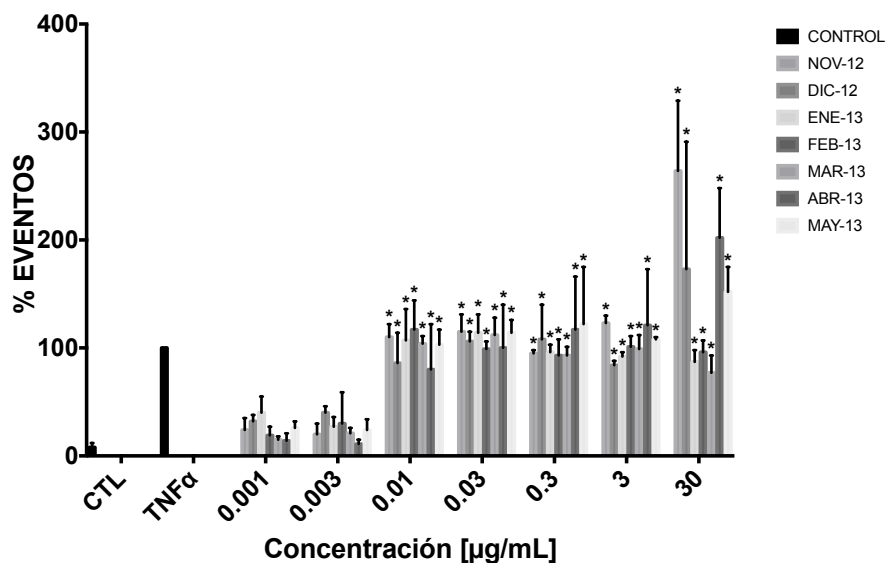


Figura 13. Expresión de receptor PSGL-1 en moléculas de adhesión tempranas en células U-937, expuestas por 3 horas a concentraciones de 0.0001 μ g/mL hasta 30 μ g/mL de PM₁₀ del sitio Merced durante los meses de secas frías nov-12, dic-12, ene-13 y feb-13, y secas calientes mar-13, abr-13 y may-13, control positivo TNF α (1 ng/mL). Los resultados se muestran como promedio y desviación estándar, (* p \leq 0.05 respecto al control).

MOLÉCULAS DE ADHESIÓN TARDÍAS INDUCIDAS POR PM₁₀ LFA-1

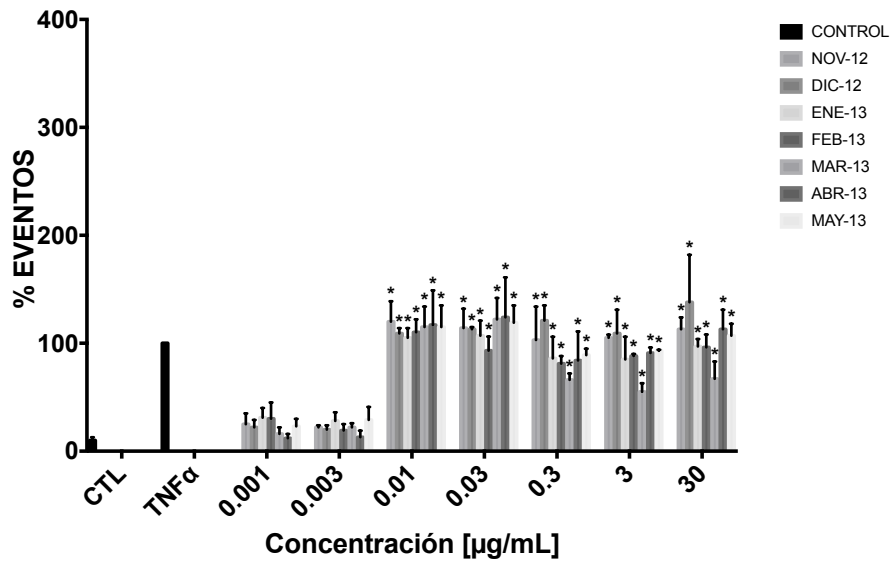


Figura 14. Expresión de receptor LFA-1 en moléculas de adhesión tardías en células U-937, expuestas por 24 horas a concentraciones de 0.0001 µg/mL hasta 30 µg/mL de PM₁₀ del sitio Merced durante los meses de secas frías nov-12, dic-12, ene-13 y feb-13, y secas calientes mar-13, abr-13 y may-13, control positivo TNFα (1 ng/mL). Los resultados se muestran como promedio y desviación estándar, (* p ≤ 0.05 respecto al control).

VLA-4

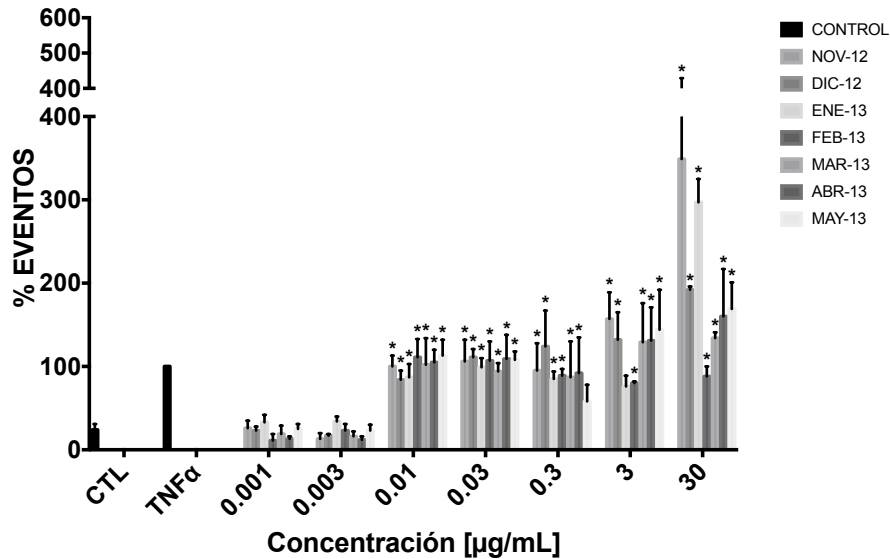


Figura 15. Expresión de receptor VLA-4 en moléculas de adhesión tardías en células U-937, expuestas por 24 horas a concentraciones de 0.0001 µg/mL hasta 30 µg/mL de PM₁₀ del sitio Merced durante los meses de secas frías nov-12, dic-12, ene-13 y feb-13, y secas calientes mar-13, abr-13 y may-13, control positivo TNFα (1 ng/mL). Los resultados se muestran como promedio y desviación estándar, (* p ≤ 0.05 respecto al control).

$\alpha V\text{-}\beta 3$

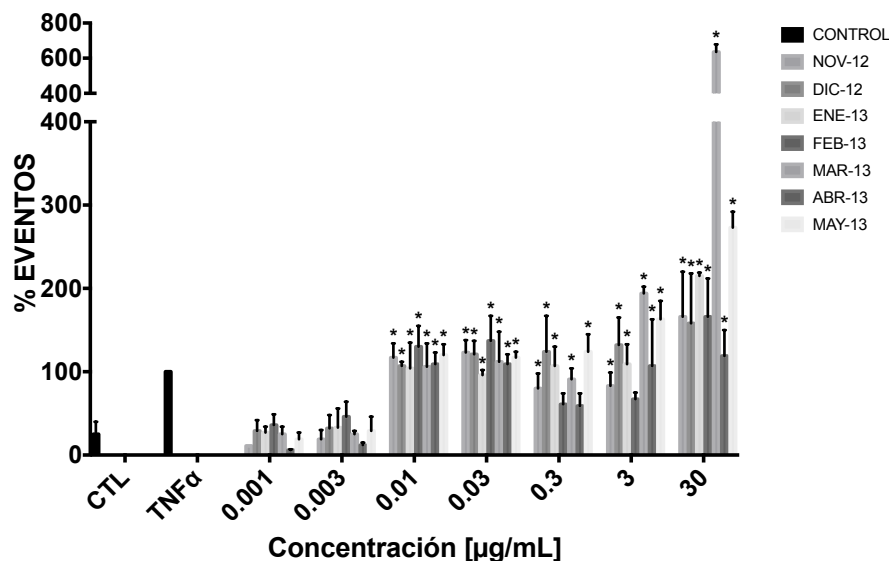


Figura 16. Expresión de receptor $\alpha V\text{-}\beta 3$ en moléculas de adhesión tardías en células U-937, expuestas por 24 horas a concentraciones de 0.0001 $\mu\text{g/mL}$ hasta 30 $\mu\text{g/mL}$ de PM_{10} del sitio Merced durante los meses de secas frías nov-12, dic-12, ene-13 y feb-13, y secas calientes mar-13, abr-13 y may-13, control positivo $\text{TNF}\alpha$ (1 ng/mL). Los resultados se muestran como promedio y desviación estándar, (* $p \leq 0.05$ respecto al control).

MOLÉCULAS DE ADHESIÓN TEMPRANAS INDUCIDAS POR $\text{PM}_{2.5}$

sLe^x

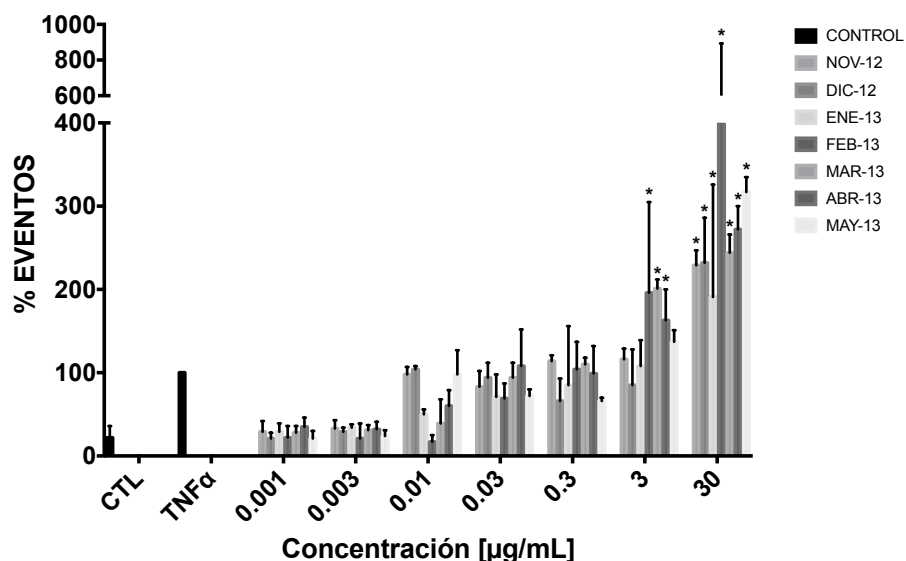


Figura 17. Expresión de receptor sLe^x en moléculas de adhesión tempranas en células U-937, expuestas por 3 horas a concentraciones de 0.0001 $\mu\text{g/mL}$ hasta 30 $\mu\text{g/mL}$ de $\text{PM}_{2.5}$ del sitio Merced durante los meses de secas frías nov-12, dic-12, ene-13 y feb-13, y secas calientes mar-13, abr-13 y may-13, control positivo $\text{TNF}\alpha$ (1 ng/mL). Los resultados se muestran como promedio y desviación estándar, (* $p \leq 0.05$ respecto al control).

PSGL-1

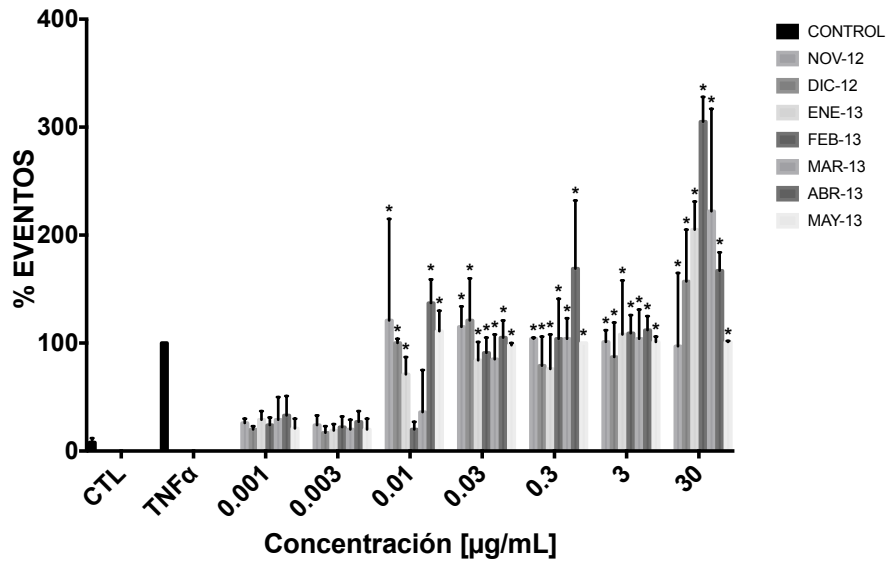


Figura 18. Expresión de receptor PSGL-1 en moléculas de adhesión tempranas en células U-937, expuestas por 3 horas a concentraciones de 0.0001 µg/mL hasta 30 µg/mL de PM_{2.5} del sitio Merced durante los meses de secas frías nov-12, dic-12, ene-13 y feb-13, y secas calientes mar-13, abr-13 y may-13, control positivo TNFα (1 ng/mL). Los resultados se muestran como promedio y desviación estándar, (* p ≤ 0.05 respecto al control).

MOLÉCULAS DE ADHESIÓN TARDÍAS INDUCIDAS POR PM_{2.5}

LFA-1

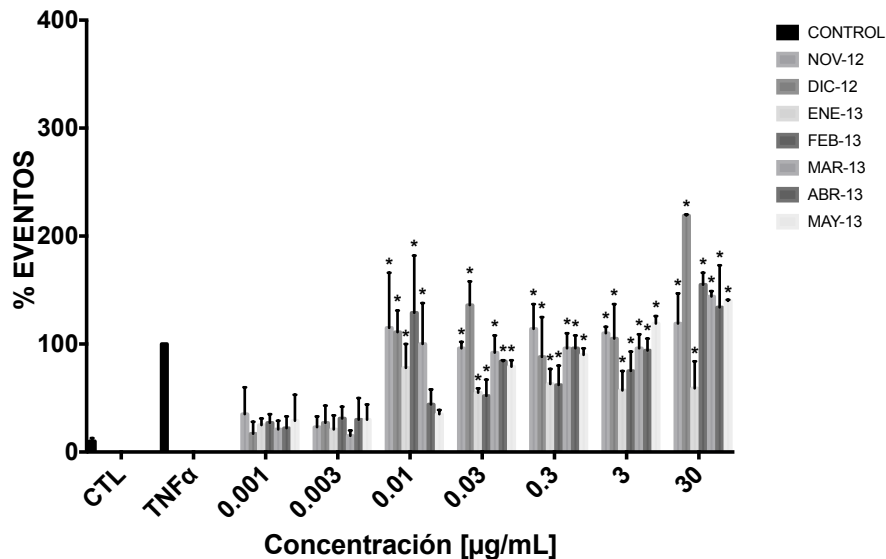


Figura 19. Expresión de receptor LFA-1 en moléculas de adhesión tardías en células U-937, expuestas por 24 horas a concentraciones de 0.0001 µg/mL hasta 30 µg/mL de PM_{2.5} del sitio Merced durante los meses de secas frías nov-12, dic-12, ene-13 y feb-13, y secas calientes mar-13, abr-13 y may-13, control positivo TNFα (1 ng/mL). Los resultados se muestran como promedio y desviación estándar, (* p ≤ 0.05 respecto al control).

VLA-4

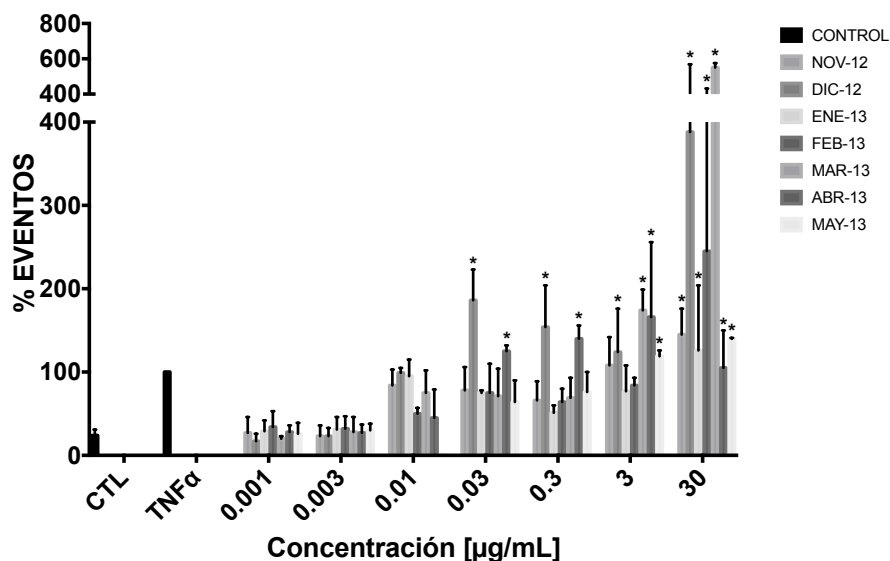


Figura 20. Expresión de receptor VLA-4 en moléculas de adhesión tardías en células U-937, expuestas por 24 horas a concentraciones de 0.0001 µg/mL hasta 30 µg/mL de PM_{2.5} del sitio Merced durante los meses de secas frías nov-12, dic-12, ene-13 y feb-13, y secas calientes mar-13, abr-13 y may-13, control positivo TNFα (1 ng/mL). Los resultados se muestran como promedio y desviación estándar, (* p ≤ 0.05 respecto al control).

αV-β3

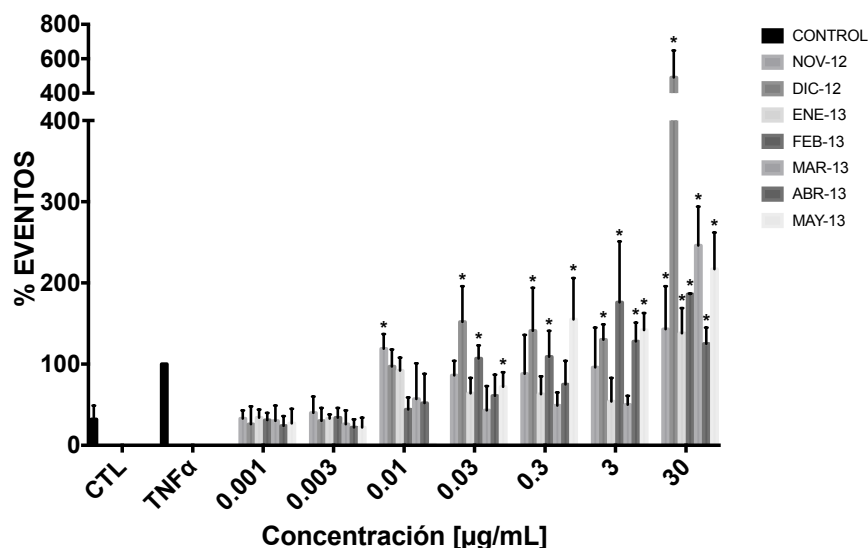


Figura 21. Expresión de receptor αV-β3 en moléculas de adhesión tardías en células U-937, expuestas por 24 horas a concentraciones de 0.0001 µg/mL hasta 30 µg/mL de PM_{2.5} del sitio Merced durante los meses de secas frías nov-12, dic-12, ene-13 y feb-13, y secas calientes mar-13, abr-13 y may-13, control positivo TNFα (1 ng/mL). Los resultados se muestran como promedio y desviación estándar, (* p ≤ 0.05 respecto al control).

DISCUSIÓN

En el presente estudio muestreamos PM₁₀ y PM_{2.5} en la zona de La Merced de la CDMX. Nuestro método de muestreo y recuperación nos permitió obtener suficientes partículas para realizar caracterización de tamaño aerodinámico, elemental (19 elementos), contenido de carbono orgánico y elemental, presencia de HAP (22 compuestos), ftalatos (7 compuestos), y activación de monocitos (expresión de receptores tempranos y tardíos para moléculas de adhesión). Los resultados obtenidos muestran que tanto la cantidad de partículas presentes en el aire, así como la composición de las mismas varían a lo largo de los 7 meses de muestreo, correspondientes a la temporada de secas frías y secas calientes. La influencia de contaminantes provenientes de otras regiones, no se puede descartar, pero por los patrones de vientos pareciera que las principales fuentes de las partículas en la zona de La Merced son producidas localmente, esto asociado a velocidades de viento bajas y moderadas favorecen los valores altos de concentración de PM₁₀ y PM_{2.5}. A pesar de las variaciones en la composición de las partículas, la activación de monocitos no mostró diferencias significativas por variaciones en composición ni por el diferente tamaño aerodinámico de muestreo.

De acuerdo con el *Global Health Observatory Data*, de la Organización Mundial de la Salud, en el año 2016 se pueden atribuir cerca de 4.2 millones de muertes a la contaminación del aire alrededor de todo el mundo, de las cuales el 16% están relacionadas a cáncer pulmonar, 25% a enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC), 17% a isquemia y enfermedades del corazón y cerca

del 26% a enfermedades respiratorias infecciosas (*Global Health Observatory (GHO) data Ambient air pollution*). En el caso de Europa, 40% de las muertes relacionadas a contaminación se asocian a enfermedad cardiaca y el resto a otras causas (Lelieveld *et al.*, 2019). De las causas antes mencionadas, la contaminación atmosférica por partículas se relacionó principalmente con incrementos en visitas a salas de emergencia y muertes por problemas cardio-circulatorios (Sofianopoulou E., *et al.*, 2019). Múltiples estudios epidemiológicos han mostrado que independientemente del sitio en donde se realicen las mediciones, los incrementos en visitas a salas de emergencia y mortandad están relacionados con la concentración atmosférica de partículas, pero no pareciera haber relación con las diferentes fuentes de emisión y variaciones en la composición (Slama *et al.*, 2019; Wang Y. S. *et al.*, 2017).

A pesar de la sólida evidencia epidemiológica que encuentra similares resultados en mortandad y morbilidad en ciudades con fuentes de emisión de contaminantes muy diferentes, la creciente evidencia de que la composición de partículas podría jugar un papel importante en la toxicidad y efectos adversos inducidos por partículas ha estado presente en el debate en los últimos 20 años (Bonner *et al.*, 1998; Alfaro-Moreno *et al.*, 2002; Veranth *et al.*, 2006; Rosas *et al.*, 2007). En este particular, los trabajos de los grupos mexicanos involucrados han sido de gran valor, poniendo de manifiesto la importancia de la composición en efectos como la citotoxicidad, genotoxicidad (Alfaro-Moreno *et al.*, 2002), efectos proinflamatorios (Osornio-Vargas *et al.*, 2003; de Vizcaya-Ruiz *et al.*, 2006) entre otros. En el presente estudio observamos que la variación en la composición no tuvo relación con diferencias en el efecto biológico que elegimos medir. En este

estudio evaluamos un efecto que tiene relación con los efectos cardiovasculares, la disfunción endotelial (Nurkiewicz et al., 2008) y la activación de monocitos que son reclutados por el endotelio vascular para iniciar el proceso de inflamación (Rueda-Romero et al., 2016). Ya desde los estudios publicados por Alfaro-Moreno y colaboradores (Alfaro-Moreno et al., 2002; Alfaro-Moreno et al., 2007) se había observado que los efectos en células endoteliales parecía no seguir el patrón de respuesta diferencial asociado a diferentes fuentes de emisión. Los resultados en este trabajo señalan que efectivamente el proceso de activación de células endoteliales y células monocíticas, crucial para el proceso inflamatorio, no está relacionado a la composición, sino a la masa de las partículas. En relación con este efecto, es de notar que la inducción de la expresión de los receptores de adhesión, tanto tempranos como tardíos, se induce desde concentraciones muy pequeñas, a partir de los 10 ng/mL, estando esta concentración de 2 a 3 órdenes de magnitud por debajo de las concentraciones utilizadas en la mayoría de los trabajos de efectos *in vitro* inducidos por partículas contaminantes.

MUESTREO

Una de las zonas de la CDMX con mayor contaminación por partículas es la zona Centro, debido a que es una zona cuya actividad es primordialmente comercial, con intenso tránsito vehicular, industrias aledañas al sitio, alta densidad demográfica y gran número de personas que transitan diariamente por los alrededores, así como la cocción de alimentos al aire libre en la zona, son características que la hacen una zona altamente contaminada (Chow et al., 2002; Rosas et al., 2007; Amador et al., 2011).

Desde hace varios años se han realizado muestreos en la estación Merced, que está ubicada en el centro de la CDMX (19°25'29.85"N 99° 7'10.60"O). El sitio de muestreo es parte de una estación del sistema de monitoreo atmosférico (SIMAT), en el cual además de realizar la colección de muestras de PM₁₀ y PM_{2.5}, se generan algunos datos meteorológicos, como velocidad y dirección de viento, además de concentración de otros contaminantes criterio como: O₃, NO₂, SO₂, CO, PM₁₀ y PM_{2.5} (RAMA, SIMAT).

La estación se ubica en la azotea (5 m sobre el nivel del suelo) de un centro de salud, en el que se atienden alrededor de 200 pacientes al día, de lunes a viernes con un horario de 7:00 AM a 2:30 PM. Junto a este sitio de muestreo se encuentra la Escuela Secundaria Diurna No. 116 "Francisco Zarco", la cual está cerca del metro Fray Servando, pasando un parque en dirección hacia el metro Candelaria. Con una población promedio de 450 estudiantes de 1° a 3° de secundaria, en edades comprendidas entre los 12 y 16 años. Esta secundaria es de jornada ampliada de turno único de 7:30 AM a 3:30 PM.

entre el 40 % y el 60 % de la masa de PM₁₀ (Vega *et al.*, 2010; Xu *et al.*, 2017), y podría deberse a la menor eficiencia de recuperación que se tiene de PM_{2.5}, como lo podemos ver en el cuadro 5. Estas observaciones se vuelven difíciles de explicar si consideramos que el análisis de la distribución de tamaños de las partículas recuperadas no muestra diferencias entre ambas fracciones.

En los análisis de carbono como HAP, la concentración fue mayor en PM_{2.5} que en PM₁₀. Esto explica que las PM_{2.5} están conformadas por especies provenientes de quema de biomasa y de compuestos orgánicos en su mayor parte, y que las PM₁₀ tienen mayor material proveniente del suelo.

RECUPERACIÓN Y TAMAÑO AERODINÁMICO DE LAS PARTÍCULAS

Un aporte importante de este trabajo fue la evaluación de la distribución del tamaño aerodinámico de las partículas recuperadas. Es frecuente la pregunta de si las PM recuperadas de las membranas utilizadas durante el muestreo correspondía al diámetro aerodinámico de la fracción muestreada y si bien la microscopía electrónica permitía observar diferencias en la morfología de las partículas y los análisis de composición mostraban diferencias, no había certeza de que dichas observaciones se pudieran traducir en el tamaño aerodinámico de las partículas recuperadas. Nuestras determinaciones mostraron que el diámetro aerodinámico promedio para las PM₁₀ recuperadas fue de $1.96 \pm 2.56 \mu\text{m}$ y para las PM_{2.5} fue de $1.77 \pm 2.70 \mu\text{m}$. Como podemos ver, a pesar de que el tamaño aerodinámico es similar, las diferencias en composición estuvieron presentes, donde cada fracción contiene los elementos o compuestos en muy diferentes concentraciones. A pesar de que las partículas recuperadas de la fracción PM₁₀

fue ligeramente mayor en tamaño aerodinámico que las PM_{2.5} recuperadas, no se observaron diferencias significativas entre los diferentes meses de muestreo.

El equipo utilizado para la determinación del tamaño aerodinámico de las partículas fue un impactador en cascada acoplado a un Preciselnhale®, que genera un aerosol. Los fabricantes del Preciselnhale® sostienen que la fuerza del disparo de aire para generar el aerosol no es suficientemente fuerte para romper partículas, pero si podría separar partículas agregadas. Debido a que las partículas se colectaron originalmente sobre una matriz de nitrocelulosa, es imposible saber si las partículas colectadas formaron agregados antes o después de su muestreo. Diferentes estudios han mostrado que partículas en el rango de las PM₁₀ y las PM_{2.5} están formadas por partículas independientes y un gran número de agregados (Shi *et al.*, 2015) y estos agregados también se pueden generar como artefactos de los métodos de muestreo (Pierce *et al.*, 2018).

EVALUACIÓN DE LA COMPOSICIÓN DE LAS PARTÍCULAS

La caracterización de la composición de partículas contaminantes atmosféricas se ha realizado por décadas, pero a pesar de los esfuerzos realizados, todavía no sabemos la composición completa y precisa de estas partículas, debido a la naturaleza de las fuentes de emisión fijas y móviles, así como la influencia de fenómenos naturales tales como tormentas de arena, erupciones volcánicas o lluvias (Chow J. 1995). De cualquier forma, la caracterización física y química de partículas es fundamental para entender que propiedades y componentes podrían ser los responsables de desencadenar diferentes efectos biológicos (Osornio-Vargas *et al.*, 2003; Calderón-Segura *et al.*,

2004; Falcón-Rodríguez *et al.*, 2017). En este sentido, diferentes grupos han mostrado que grupos de componentes que están asociados entre ellos, podrían ser responsables de citotoxicidad, genotoxicidad y efectos proinflamatorios (Alfaro-Moreno *et al.*, 2002; García-Cuéllar *et al.*, 2002; Manzano-León *et al.*, 2013; Guan *et al.*, 2016). En este estudio realizamos una caracterización de alrededor de 50 componentes, agrupando esta caracterización en elementos (metales, metaloides, no metales, halógenos), hidrocarburos aromáticos policíclicos, ftalatos, carbono y endotoxinas.

ANÁLISIS ELEMENTAL

La caracterización de la presencia de elementos en las partículas ha sido una de las herramientas más ampliamente utilizadas desde hace varias décadas. Debido a la relación histórica que ha existido en la evaluación de enfermedades pulmonares relacionadas con la exposición a minerales, la caracterización elemental siempre ha estado presente. Desde el punto de vista histórico, diferentes elementos como el Si, Fe, V, Ni, Cr, Cd y Pb son elementos que se caracterizan debido a sus potenciales tóxicos (Mugica *et al.*, 2009; Quintana-Belmares *et al.*, 2015). En el caso de partículas urbanas se ha mostrado que algunos de estos elementos se pueden asociar a efectos citotóxicos (Osornio-Vargas *et al.*, 2003).

En el presente estudio los elementos Al, Si, S, K, Ca, y Fe fueron los que se presentaron en una mayor masa en ambas fracciones de partículas. A pesar de que el análisis elemental no nos permite conocer la especie química en la que se encuentran estos elementos, se ha documentado ampliamente que elementos

como Al, Si, K, Ca y Fe están relacionados con suelo (Vega *et al.*, 2009) mientras que otros elementos como el S puede provenir del suelo, pero también de fuentes antropogénicas, como la combustión de diésel (Chow *et al.*, 2002; Barrera *et al.*, 2012). En general, el contenido de elementos en las PM₁₀ fue superior a su contenido en PM_{2.5}.

En relación con el potencial tóxico de los elementos encontrados, nuevamente es imposible establecer una relación, ya que el estado químico en el que se encuentren es crucial para saber si son capaces de desencadenar efectos biológicos. Ejemplo típico es el caso del Fe, que en su estado +2 participa en reacciones tipo Fenton en las que al donar un electrón al peróxido de hidrógeno, se genera un radical oxhidrilo, capaz de reaccionar con otras moléculas, como lípidos, proteínas o incluso DNA (Quintana-Belmares *et al.*, 2015).

A pesar de estas limitaciones, la determinación de elementos en las partículas sigue siendo valioso para determinar diferencias espaciales y temporales en partículas atmosféricas. Sin embargo es imposible identificar posibles responsables de efectos biológicos, más allá de la correlación estadística que puede existir entre componentes y efectos (Manzano-León *et al.*, 2013).

ANÁLISIS DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS

En el presente estudio evaluamos la presencia de 22 hidrocarburos aromáticos policíclicos, conocidos como HAP. Los HAP son importantes porque se relacionan con actividad antropogénica, específicamente con el uso de combustibles como las gasolinas o el diésel (Vieira de Souza y Machado Correa 2016; Zoccolillo *et al.*, 2000), aunque se encuentran presentes también en

emisiones relacionadas al tabaco, combustión de madera, entre otros. Los HAP, como su nombre lo indica, son compuestos policíclicos que contienen 2 o más anillos aromáticos en su estructura (Abdel-Shafya y Mansour, 2016). De los 22 HAP analizados, algunos de ellos han sido clasificados por la IARC como cancerígenos para los humanos (grupo 1) como es el caso del benzo[a]pireno, probables cancerígenos para los humanos (grupo 2A) como el benzo[a]antraceno, o posiblemente cancerígenos para los humanos (grupo 2B) como el benzo[b]fluoranteno, el benzo[k]fluoranteno, el criseno, el indeno(1,2,3-cd)pireno y el naftaleno (IARC 2010). De los restantes, el acenafteno, fluoreno, fenantreno, 1-metilantraceno, fluoranteno, tripticeno, benzo[a]flouroeno y perileno no existen datos de toxicidad, aunque algunos están clasificados como irritantes o riesgo ambiental, mientras que acenafteno, antraceno, pireno, benzo[e]pireno y benzo[ghi]perileno han sido clasificados como no tóxicos para el humano pero con potencial genotóxico o citotóxico en ratas, ratones, hámster o bacterias (pubchem).

Todos los HAP se encuentran consistentemente en concentraciones mayores en la fracción $PM_{2.5}$, lo cual tiene una relación directa con las fuentes asociadas a este tamaño de partículas (Amador-Muñoz *et al.*, 2011). En general las concentraciones de los HAP fue mayor en los meses de secas frías que en los de secas calientes, lo cual posiblemente se relaciona con la volatilidad de estos compuestos. Únicamente el benzo[ghi]perileno se encuentra en una concentración mayor en los meses de marzo y abril, presentando una caída importante en el mes de mayo.

El potencial cancerígeno y tóxico de muchos de estos HAP nos demuestra que tenemos que estar alerta en torno a los posibles efectos en la población expuesta. Múltiples estudios han relacionado la exposición a partículas contaminantes atmosféricas con incrementos en el riesgo de padecer cáncer (Calderón-Segura *et al.*, 2004; Salcido-Neyoy *et al.*, 2015) y muchos estudios han mostrado que la exposición a partículas urbanas son capaces de desencadenar eventos celulares que se relacionan con la carcinogénesis (Alfaro-Moreno *et al.*, 2002; 2007;, Knaapen *et al.*, 2004; Valavanidis *et al.*, 2008; Sánchez-Pérez *et al.*, 2009).

PRESENCIA DE FTALATOS

De los 8 ftalatos evaluados, DEP no se detectó, posiblemente debido a su alta volatilidad (2.1×10^{-3} mm Hg @ 25 °C), mientras que ftalatos menos volátiles como el DEHP o el DnBP, los cuales son más prevalentes en la fase particulada (Rudel y Perovich, 2009), si se detectaron. El DEHP fue el ftalato que se encontró en concentraciones mayores, en un rango de los 32.8 µg/mg a los 175.8 µg/mg para PM₁₀ y de 21.5 µg/mg a 229.7 µg/mg para PM_{2.5}. El segundo ftalato más abundante fue el DnBP con concentraciones entre 6.1 µg/mg a 14.2 µg/mg para PM₁₀ y 1.8 µg/mg a 23.9 µg/mg para PM_{2.5}. Todos los demás ftalatos se encontraron en concentraciones cercanas al límite de detección (Cuadro 13).

Los ftalatos son compuestos que se han relacionado con ambientes intramuros, debido a que se asocian a materiales plásticos. Los ftalatos se utilizan para dar flexibilidad a diferentes tipos de plásticos, pero no se encuentran unidos covalentemente, por lo que su liberación al ambiente ya sea por su volatilidad o por contacto es una de las vías de exposición (Wang W. *et al.*, 2013; Quintana-

Belmares *et al.*, 2018). Existe evidencia de que algunos ftalatos tienen efectos de disruptores endócrinos, y se han asociado especialmente con efectos en el desarrollo de características sexuales secundarias en varones y también se relaciona con efectos de infertilidad (Andrade *et al.*, 2006; Lottrup *et al.*, 2006).

De los 7 ftalatos detectados, únicamente el DEHP fue encontrado en todas las muestras analizadas. Utilizamos este ftalato para determinar si había una correlación entre la concentración de partículas y la concentración de ftalatos, con el fin de establecer si la concentración de ftalatos se podría atribuir a una fuente de partículas, o si bien la concentración de ftalatos adsorbidos a las partículas estaba en función independiente de la concentración de partículas. No se observó correlación entre la concentración de ftalatos y la concentración de PM₁₀ ($R^2 = 0.162$, $p > 0.05$; Fig. 4A). Sin embargo, para las PM_{2.5}, los niveles más altos de DEHP se encontraron en los meses más calientes del año, con el DEHP incrementando constantemente cada mes (con la excepción de marzo) ($R^2 = 0.714$, $p = 0.017$; Fig. 4B). Uhde *et al.* han propuesto una correlación entre el incremento de la concentración en el aire de ftalatos y altas temperaturas (Uhde *et al.*, 2001), y el uso de PVC en materiales utilizados para suelos ha sido asociado con concentraciones elevadas de BzBP y DEHP en polvo casero y aire intramuros (Bornehag *et al.*, 2005). Una correlación entre PM_{2.5} y ftalatos se reportó anteriormente (Kong *et al.*, 2013) indicando que existen fuentes comunes para ftalatos y partículas.

La exposición a ftalatos se relacionó con reducción en la fertilidad y feminización en hombres (Boberg *et al.*, 2011), y algunos estudios sugieren que los ftalatos podrían jugar algún papel en el desarrollo de cáncer de mama en las

mujeres (Kampa y Castanas, 2008) y causar desórdenes en el desarrollo neurológico de niños (Braun et al., 2013; Kampa y Castanas, 2008). Nuestras mediciones de ftalatos sugieren que la exposición a un contaminante típicamente intramuros, también se puede dar en el ambiente extramuros. La población que vive en áreas densamente pobladas, como lo es la CDMX, podrían estar constantemente expuestas a disruptores endócrinos, tanto intra como extramuros. La mayoría de los estudios relacionados con ftalatos sugieren que la principal vía de exposición es la oral (Fromme et al., 2007; Heudorf et al., 2007), mientras que la inhalación se consideró como una ruta menor de exposición (Heudorf et al., 2007). Estudios recientes han relacionado los niveles de metabolitos de ftalatos en la orina con la concentración de sus precursores en el aire, sugiriendo que la exposición por inhalación podría también ser una ruta significativa de exposición (Adibi et al., 2008). De forma especial, las partículas en la fracción respirable ($PM_{2.5}$) son de gran preocupación debido a su capacidad de penetrar hasta los pulmones. Tradicionalmente se habla de los procesos oxidantes y proinflamatorios relacionados a las partículas (Falcón-Rodríguez et al., 2017) pero su función como transportadores o acarreadores de una gran variedad de sustancias semivolátiles (Weschler y Nazaroff, 2008), puede relacionarse con la liberación de estas sustancias hacia la circulación y su posterior distribución por todo el cuerpo.

RECEPTORES DE MOLÉCULAS DE ADHESIÓN

Debido a que los efectos cardiovasculares son las principales causas de muerte y visitas a salas de emergencia asociadas a los niveles elevados de PM_{10} y $PM_{2.5}$, se estudió un proceso relacionado con efectos sistémicos vasculares

asociados con la inflamación, para tratar de encontrar alguna relación entre las variaciones en composición a lo largo de 7 meses en relación con la intensidad de la respuesta biológica. Previamente se demostró que la inhalación de partículas es capaz de inducir diferencialmente la secreción de moléculas proinflamatorias y que las diferencias en composición correlacionan directamente con la intensidad de la respuesta pro-inflamatoria (Falcón-Rodríguez *et al.*, 2017). Debido a que los efectos sistémicos pueden ser consecuencia de la translocación de partículas desde los pulmones a la circulación, y a que previamente se ha visto que las partículas son capaces de activar células del endotelio vascular (Alfaro-Moreno *et al.*, 2007; Montiel-Dávalos *et al.*, 2007), evaluamos el efecto que las partículas podrían tener sobre células monocíticas. Se ha observado que animales expuestos a partículas de diésel presentan una alta adhesión de células monocíticas en tejidos distantes a los pulmones (Nurkiewicz *et al.*, 2006). Posiblemente la concentración de partículas que puede translocar desde los pulmones parece ser muy pequeña, partimos de la hipótesis de que a muy pequeñas concentraciones se puede inducir la expresión de receptores de moléculas de adhesión en monocitos, los cuales se vuelven más adhesivos a las células endoteliales, aunque estas no se encuentren activadas, debido a la presencia de cantidades basales de moléculas de adhesión en las células endoteliales (Chaichana *et al.*, 2010; Gerhardt y Ley, 2015).

En paralelo con el inicio del presente estudio se evaluó la capacidad del TiO₂ para inducir la expresión de receptores de moléculas de adhesión en monocitos expuestos (Rueda-Romero *et al.*, 2016), en donde observamos que desde concentraciones tan pequeñas como 30 ng/mL se observaba una inducción

de la expresión de 5 moléculas, dos que son receptores para moléculas de adhesión de expresión temprana, (PSGL-1 y sLe^x) y tres son receptores para moléculas de adhesión tardías (LFA-1, VLA-4 y α V- β 3) en células U-937. Con base en este antecedente, procedimos a evaluar muestras de PM₁₀ y PM_{2.5} de todos los meses muestreados, para tratar de determinar si había diferencias en los patrones de expresión de los receptores antes mencionados.

Al exponer la línea celular monocítica U-937 a diferentes concentraciones de PM₁₀ o PM_{2.5}, se indujo la expresión de los receptores tempranos a 3 h y tardíos a 24 h. El incremento en la presencia de estas moléculas se observó partir de concentraciones tan bajas como 0.01 μ g/mL, para ambos tamaños de partículas y para todos los meses de muestreo. En estudios previos se ha observado que células endoteliales expuestas a PM₁₀ de la CDMX presentan un incremento en la expresión de moléculas de adhesión como las Selectina-E, Selectina-P, ELAM-1, ICAM-1 y PECAM-1 a partir de 5 μ g/cm² (Alfaro-Moreno et al., 2002; Alfaro-Moreno et al., 2007; Montiel-Dávalos et al., 2007).

A pesar de no haber diferencias en la intensidad de la respuesta que se pueda relacionar con las diferencias en tamaño o del mes de muestreo, se observó un mayor incremento en la expresión de todos los receptores, tanto tempranos como tardíos; la mayor respuesta fue a los 30 μ g/mL.

Las observaciones que se han descrito en torno a la adhesión de monocitos a vasos sanguíneos distantes, podría ser explicado por la activación de monocitos que entran en contacto directo con una cantidad muy pequeña de partículas que podrían translocar a nivel del epitelio alveolar. Se ha reportado que tanto TiO₂

como PM₁₀ de la CDMX es capaz de inducir la adhesión de monocitos a células endoteliales, ya sea que se expongan las células endoteliales, las monocíticas o ambas (Rueda-Romero *et al.*, 2016). La capacidad que tienen las partículas para inducir la adhesión de monocitos a células endoteliales está influida por varios factores, por supuesto la expresión de moléculas de adhesión, pero también cambios en las propiedades físicas de la superficie celular por ejemplo, cambios en la distribución membranal de la fosfatidilserina (FS). La FS normalmente se encuentra restringida a la cara interna de la célula, pero en condiciones de estrés celular, la FS puede encontrarse en la cara externa de la membrana (ejemplo típico es lo que ocurre durante las etapas tempranas de la muerte celular por apoptosis; Alfaro-Moreno *et al.*, 1999) de células viables y participar en la liberación de macrovesículas (Sekula *et al.*, 2011). La FS podría activar la adhesión de monocitos al endotelio vía el mecanismo dependiente de la anexina-1 (Perretti *et al.*, 2002). A pesar de que en este estudio no evaluamos los mecanismos celulares de adhesión, nuestras observaciones y otras previas sugieren que ésta es una de las posibles vías.

LOS EFECTOS DE PARTÍCULAS Y POSIBLES IMPLICACIONES DE LA COMPOSICIÓN

Como se ha discutido con anterioridad en esta tesis, existen dos argumentos que se han venido discutiendo los últimos 20 años en relación con los efectos adversos inducidos por partículas contaminantes ambientales inhaladas, el cual dice que la composición de las partículas no juega un papel en el desencadenamiento de efectos relacionados con la mortandad y morbilidad

asociada a eventos de altas concentraciones de partículas, y el otro que sugiere que la composición de las partículas juega un papel importante en sus efectos tóxicos. En el presente estudio encontramos una gran variabilidad en la presencia de compuestos y elementos en partículas colectadas durante 7 meses en la zona de La Merced; sin embargo, no observamos diferencias significativas al evaluar un efecto biológico.

¿Como podemos conciliar estas dos corrientes, sobre todo cuando esta tesis proviene de la corriente que sostiene que la composición juega un papel importante en los efectos biológicos? Para esto sugerimos diferenciar los efectos finales en dos grandes grupos, los dependientes y los independientes de la composición (Figura 23).

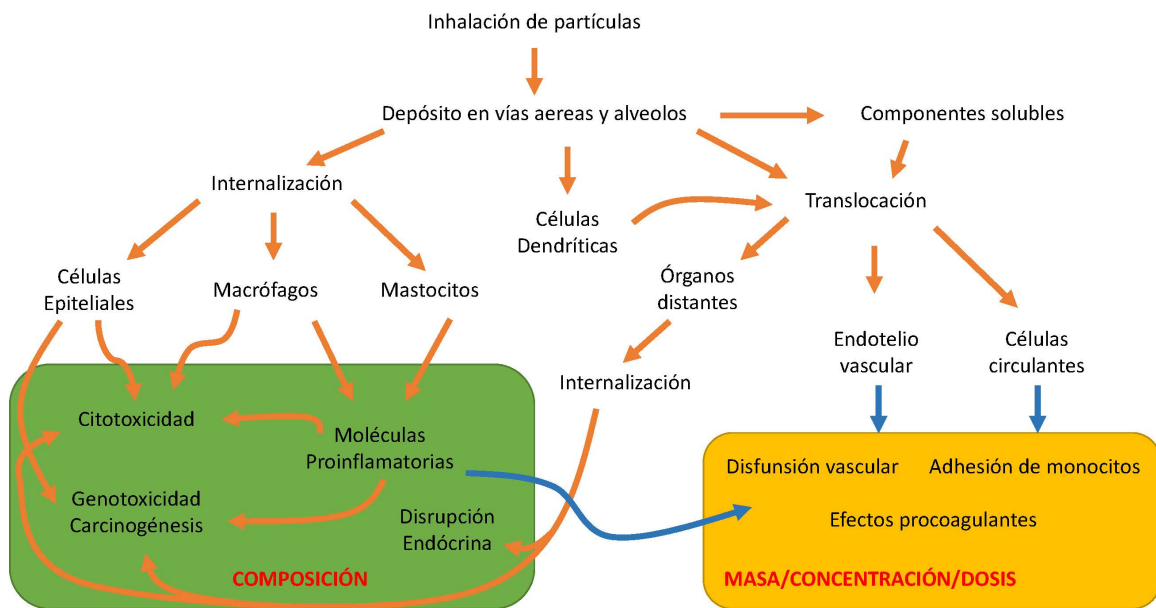


Figura 23. Diagrama. Los efectos de partículas y posibles implicaciones de la composición.

Una vez que las partículas son inhaladas y se depositan en las vías aéreas o en los alveolos pulmonares, es posible que estas partículas sean internalizadas

por células epiteliales, macrófagos, mastocitos, células dendríticas o cualquier otra presente y que esto desencadene efectos intracelulares tales como la citotoxicidad, la secreción de moléculas proinflamatorias, efectos genotóxicos y carcinogénicos así como otros efectos menos conocidos como la disrupción endócrina. Por otra parte, la translocación de partículas hacia la circulación, ya sea de partículas completas o fracciones de estas (solubles y/o insolubles) que entren en contacto directo con células vasculares (endoteliales) o circulantes (monocitos) y que se desencadenen efectos como la adhesión celular o desbalances en el control de la homeostasis de la coagulación. En términos generales podríamos decir que los efectos dependientes de la composición se observan en un gradiente relacionado con las concentraciones de partículas y sus componentes, mientras que los independientes presentan un efecto de “todo o nada”.

ANÁLISIS DE CORRELACIÓN

Se realizó un análisis de correlaciones para conocer posibles asociaciones entre los resultados. Se consideraron como significativos los coeficientes de correlación mayores que 0.7 y para los inversamente proporcionales a los menores que -0.7. Existe una correlación de casi todos los elementos (promedio 0.943), salvo Ni y Cu, puesto que Cu correlaciona de forma inversa con antraceno e Indeno[1,2,3-cd]pireno, y Ni correlaciona con Pireno y Benzo[a]fluoreno. Podemos decir que se forma un grupo de elementos en PM_{2.5}, como lo son: Cr, V, Zn, Pb, los cuales no correlacionan con los demás elementos y conforman otro grupo.

El carbono total (TC) es producto de la cantidad de Carbono elemental con una correlación (0.797) y correlaciona de forma positiva con las Endotoxinas (0.827). El TC para $PM_{2.5}$ correlaciona con OC (0.702) y Endotoxinas (0.827), a diferencia de las PM_{10} , donde correlaciona con EC (0.797); esta diferencia puede explicar el por qué la mayor concentración de carbono está en $PM_{2.5}$. La mayoría de los HAP contenidos en las $PM_{2.5}$ están relacionados con la concentración de la fracción del carbono orgánico encontrado. El carbono orgánico proveniente de las PM_{10} correlaciona de forma inversa con la concentración de elementos (-0.904), y con Fluoranteno (-0.759).

En cuanto a la relación de las endotoxinas y los elementos, se encontraron dos correlaciones con Pb (-0.7432) en PM_{10} y con Cu (0.873) en $PM_{2.5}$. Además, se correlacionan de forma inversa con la mayoría de HAP en $PM_{2.5}$.

CONCLUSIONES

En este estudio se evaluó la caracterización de diversos compuestos en la partículas atmosféricas y su relación con efectos vasculares adversos. Dentro de los hallazgos, se encontraron una alta variabilidad en los diversos componentes de las partículas en los diferentes meses de muestreo de noviembre de 2012 a mayor 2013, así como en los diferentes tamaños.

Las concentraciones de carbono y HAP presentaron una mayor proporción las partículas finas $PM_{2.5}$ que en la gruesas PM_{10} . En cuanto al análisis elemental En cuanto a los ftalatos, nuestros datos sugieren que la exposición a los contaminantes típicos en interiores es probable que ocurra también en exteriores, de estos disruptores endócrinos.

En diversos estudios se habla que en la exposición a partículas tanto la composición y como el tamaño de las mismas juegan un papel importante en los efectos biológicos. Sin embargo en este trabajo, no se halló una correlación entre los efectos de la expresión de los receptores de las moléculas de adhesión con el tamaño ni con la composición de las partículas.

Finalmente, se encontró un umbral a partir de la concentración $0.01 \mu\text{g/mL}$ donde la expresión en algunos receptores fue mayor a las concentraciones mayores como $30 \mu\text{g/mL}$. Esto podría explicarse con la translocación de partículas in vivo, entonces la cantidad de partículas que pueden translocarse está en concordancia con las concentraciones necesarias para desencadenar la expresión de los receptores evaluados en los monocitos.

REFERENCIAS

Abdel-Shafy, H. I., & Mansour, M. S. M. (2016). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*.
<https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.011>

Aldape, F., Flores, F., Diaz, R.V., (1991). Seasonal study of the composition of atmospheric aerosols in Mexico City. *International Journal of PIXE*, 01(04), 355–371.
<https://doi.org/10.1142/S012908359100024X>

Alfaro-Moreno, E., Martínez, L., García-Cuellar, C., Bonner, J. C., Clifford Murray, J., Rosas, I., ... Osornio-Vargas, Á. R. (2002). Biologic effects induced in vitro by PM10 from three different zones of Mexico City. *Environmental Health Perspectives*.
<https://doi.org/10.1289/ehp.02110715>

Alfaro-Moreno, E., López-Marure, R., Montiel-Dávalos, A., Symonds, P., Osornio-Vargas, A. R., Rosas, I., & Clifford Murray, J. (2007). E-Selectin expression in human endothelial cells exposed to PM10: The role of endotoxin and insoluble fraction. *Environmental Research*. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2006.05.004>

Alfaro-Moreno, E., Nawrot, T. S., Nemmar, A., & Nemery, B. (2007). Particulate matter in the environment: Pulmonary and cardiovascular effects. *Current Opinion in Pulmonary Medicine*. <https://doi.org/10.1097/MCP.0b013e328013f47e>

Alfaro-Moreno, E., Torres, V., Miranda, J., Martínez, L., García-Cuellar, C., Nawrot, T. S., ... Osornio-Vargas, A. R. (2009). Induction of IL-6 and inhibition of IL-8 secretion in the human airway cell line Calu-3 by urban particulate matter collected with a modified method of PM sampling. *Environmental Research*.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2009.02.010>

Amador-Muñoz, O., Villalobos-Pietrini, R., Miranda, J., & Vera-Avila, L. E. (2011). Organic compounds of PM2.5 in Mexico Valley: Spatial and temporal patterns, behavior and sources. *Science of the Total Environment*.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.11.026>

Amador-Muñoz O., Santos-Medina G., Jazcilevich-Diamant A., Valle-Hernández B. (2014). Celda de extracción a microescala, asistida por ultrasonido, con y sin reflujos,

acoplada a un sistema de filtración. Título de patente No. 325624. IMPI. Clasificación: Int. CI.8: B01D3/00; B01D33/00; G01N1/00. Vigencia 20 años, Titular: UNAM.

Amador-Muñoz O., Santos-Medina G., Jazcilevich-Diamant A., Valle-Hernández B. (2014). Dispositivo integrado por múltiples deflexiones para la recuperación de compuestos orgánicos debido a la evaporación de disolventes orgánicos por arrastre de vapor. Título de patente No. 325625. IMPI. Clasificación: Int. CI.8: B01D1/00; B01D1/14. Vigencia 20 años, Titular: UNAM.

Amador-Muñoz O., Santos-Medina G., Jazcilevich-Diamant A., Valle-Hernández B., Villalobos-Pietrini R. (2014). Proceso para extraer, filtrar, concentrar y recuperar compuestos orgánicos en matrices sólidas a microescala. Título de patente No. 325626. IMPI. Clasificación: Int. CI.8: B01D11/02; B01D25/22; B01D59/24 y B01D61/14. Vigencia 20 años, Titular: UNAM.

Ashe W, Kehoe R. (1958) Proceedings of the National Conference on Air Pollution. Public Health Service document No 654.

Barfoot, K. M., Vargas-Aburto, C., Macarthur, J. D., Jaider, A., Garcia-Santibanez, F., & Fuentes-Gea, V. (1984). Multi-elemental measurements of air particulate pollution at a site in Mexico City. *Atmospheric Environment* (1967), 18(2), 467–471. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0004-6981\(84\)90124-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0004-6981(84)90124-0)

Barrera, V. A., Miranda, J., Espinosa, A. A., Meinguer, J., Martínez, J. N., Cerón, E., ... Dias, J. F. (2012). Contribution of Soil, Sulfate, and Biomass Burning Sources to the Elemental Composition of PM₁₀ from Mexico City. *International Journal of Environmental Research*, 6(3), 597–612. <https://doi.org/10.22059/ijer.2012.530>

Barrera Huertas H.A., Torres Jardón R., Ruíz Suárez L.G., García Yee J. S., ... García Reynoso A. (2019). Análisis del transporte de ozono en la cuenca atmosférica de Puebla-Tlaxcala en el centro de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*; Número 4, Volumen 35, *in press*.

Bell, M. L., Davis, D. L., & Fletcher, T. (2008). A retrospective assessment of mortality from the London smog episode of 1952: The role of influenza and pollution. In *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_15

Beristain-Montiel, E., Villalobos-Pietrini, R., Arias-Loaiza, G. E., Gómez-Arroyo, S. L., & Amador-Muñoz, O. (2016). An innovative ultrasound assisted extraction micro-scale

cell combined with gas chromatography/mass spectrometry in negative chemical ionization to determine persistent organic pollutants in air particulate matter. *Journal of Chromatography A*, 1477, 100–107.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chroma.2016.11.043>

Blake, D. R., & Rowland, F. S. (1995). Urban leakage of liquefied petroleum gas and its impact on Mexico City air quality. *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.269.5226.953>

Borja-Aburto, V. H., Castillejos, M., Gold, D. R., Bierzwinski, S., & Loomis, D. (1998). Mortality and ambient fine particles in southwest Mexico City, 1993-1995. *Environmental Health Perspectives*. <https://doi.org/10.1289/ehp.106-1533229>

Bonner, J. C., Rice, A. B., Lindroos, P. M., O'Brien, P. O., Dreher, K. L., Rosas, I., ... Osornio-Vargas, A. R. (1998). Induction of the lung myofibroblast PDGF receptor system by urban ambient particles from Mexico City. *American Journal of Respiratory Cell and Molecular Biology*. <https://doi.org/10.1165/ajrcmb.19.4.3176>

Bravo, H. A., Báez, A. P., & Lares, S. (1960). Estudio del depósito de polvo por gravedad en la ciudad de México. *Ingeniería Química*, 201-232.

Bravo, H. A., Torres, R. J., Saavedra, M. I. R., & Aguilar, S. A. (1982). Correlation between T.S.P., F.S.P. and visibility in a high altitude city (Mexico City). *Science of the Total Environment*, The. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(82\)90109-7](https://doi.org/10.1016/0048-9697(82)90109-7)

Bravo, J.L., Salazar, S., (1982). Concentración del aerosol mineral en la zona sur de la ciudad de México. *Geofísica Internacional*, 21(2), 139–155.

Brook, R. D., Franklin, B., Cascio, W., Hong, Y., Howard, G., Lipsett, M., ... Tager, I. (2004). Air Pollution and Cardiovascular Disease. *Circulation*, 109(21), 2655–2671. <https://doi.org/10.1161/01.CIR.0000128587.30041.C8>

Broughton, E. (2005). The Bhopal disaster and its aftermath: A review. *Environmental Health: A Global Access Science Source*. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-4-6>

Calderón-Segura, M. E., Gómez-Arroyo, S., Villalobos-Pietrini, R., Butterworth, F. M., & Amador-Muñoz, O. (2004). The effects of seasonal weather on the genotoxicity, cytokinetic properties, cytotoxicity and organochemical content of extracts of airborne

particulates in Mexico City. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2003.10.018>

Chen, X., Zhang, L. wen, Huang, J. ju, Song, F. ju, Zhang, L. ping, Qian, Z. min, ... Tang, N. jun. (2016). Long-term exposure to urban air pollution and lung cancer mortality: A 12-year cohort study in Northern China. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.064>

Chaichana, K. L., Pradilla, G., Huang, J., & Tamargo, R. J. (2010). Role of inflammation (leukocyte-endothelial cell interactions) in vasospasm after subarachnoid hemorrhage. *World Neurosurgery*. <https://doi.org/10.1016/j.surneu.2009.05.027>

Chow, J. C. (1995). Measurement Methods to Determine Compliance with Ambient Air Quality Standards for Suspended Particles. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 45(5), 320–382. <https://doi.org/10.1080/10473289.1995.10467369>

Chow, J. C., Watson, J. G., Edgerton, S. A., & Vega, E. (2002). Chemical composition of PM_{2.5} and PM₁₀ in Mexico City during winter 1997. In *Science of the Total Environment*. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00982-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00982-2)

Chow, J. C., Watson, J. G., Edgerton, S. A., Vega, E., & Ortiz, E. (2002). Spatial differences in outdoor PM₁₀ mass and aerosol composition in Mexico City. *Journal of the Air and Waste Management Association*. <https://doi.org/10.1080/10473289.2002.10470791>

Colville, R. N., Hutchinson, E. J., Mindell, J. S., & Warren, R. F. (2001). The transport sector as a source of air pollution. *Atmospheric Environment*, 35(9), 1537–1565. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00551-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00551-3)

Consonni, D., Pesatori, A. C., Zocchetti, C., Sindaco, R., D'Oro, L. C., Rubagotti, M., & Bertazzi, P. A. (2008). Mortality in a population exposed to dioxin after the Seveso, Italy, accident in 1976: 25 Years of follow-up. *American Journal of Epidemiology*. <https://doi.org/10.1093/aje/kwm371>

De Foy, B., Fast, J. D., Paech, S. J., Phillips, D., Walters, J. T., Coulter, R. L., ... Molina, L. T. (2008). Basin-scale wind transport during the MILAGRO field campaign and comparison to climatology using cluster analysis. *Atmospheric Chemistry and Physics*. <https://doi.org/10.5194/acp-8-1209-2008>

De Souza, C. V., & Corrêa, S. M. (2016). Polycyclic aromatic hydrocarbons in diesel emission, diesel fuel and lubricant oil. *Fuel*. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2016.08.054>

De Vizcaya-Ruiz, A., Gutiérrez-Castillo, M. E., Uribe-Ramirez, 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*. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.12.073>

EPA (Environmental Protection Agency). (1999). Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PHAs) in Ambient Air Using Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS). Compendium Method TO-13A.

EPA (Environmental Protection Agency). (2010). Module 3: Characteristics of Particles - Particle Size Categories.

EPA (Environmental Protection Agency). (2012). <https://www.epa.gov/urban-air-toxics>.

Falcón-Rodríguez, C. I., Osornio-Vargas, A. R., Sada-Ovalle, I., & Segura-Medina, P. (2016). Aeroparticles, composition, and lung diseases. *Frontiers in Immunology*, 7(JAN). <https://doi.org/10.3389/fimmu.2016.00003>

Falcón-Rodríguez, C. I., De Vizcaya-Ruiz, A., Rosas-Pérez, I. A., Osornio-Vargas, Á. R., & Segura-Medina, P. (2017). Inhalation of concentrated PM_{2.5} from Mexico City acts as an adjuvant in a guinea pig model of allergic asthma. *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.050>

García-Cuellar, C., Alfaro-Moreno, E., Martínez-Romero, F., Rosales, S. P. D. L., Rosas, I., Cárdenas, E. P., & Osornio-Vargas, A. R. (2002). DNA damage induced by PM₁₀ from different zones of Mexico City. In *Annals of Occupational Hygiene*. <https://doi.org/10.1093/annhyg/46.suppl-1.425>

Garza, G. (1996). Uncontrolled air pollution in Mexico City. *Cities*, 13(5), 315–328. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0264-2751\(96\)00019-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0264-2751(96)00019-4)

Garza-Galindo, R., Morton-Bermea, O., Hernández-Álvarez, E., Ordoñez-Godínez, S., Amador-Muñoz, O., Beramendi-Orosco, L., Retama, A., Miranda, J., Rosas-Pérez, I. (2019). Spatial and temporal distribution of metals in PM_{2.5} during 2013: assessment of

wind patterns to the impacts of geogenic and anthropogenic sources. *Environ Monit Assess* 191:165. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7251-4>

Gerhardt, T., & Ley, K. (2015). Monocyte trafficking across the vessel wall. *Cardiovascular Research*. <https://doi.org/10.1093/cvr/cvv147>

Global Health Observatory (GHO) data Ambient air pollution, World Health Organization. https://www.who.int/gho/phe/outdoor_air_pollution/burden_text/en/

Gualtieri, M., Mantecca, P., Corvaja, V., Longhin, E., Perrone, M. G., Bolzacchini, E., & Camatini, M. (2009). Winter fine particulate matter from Milan induces morphological and functional alterations in human pulmonary epithelial cells (A549). *Toxicology Letters*, 188(1), 52–62. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2009.03.003>

Guan, L., Rui, W., Bai, R., Zhang, W., Zhang, F., & Ding, W. (2016). Effects of size-fractionated particulate matter on cellular oxidant radical generation in human bronchial epithelial BEAS-2B cells. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. <https://doi.org/10.3390/ijerph13050483>

Harrison, R. M., & Yin, J. (2000). Particulate matter in the atmosphere: Which particle properties are important for its effects on health? *Science of the Total Environment*. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00513-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00513-6)

Helfand, W. H., Lazarus, J., & Theerman, P. (2001). Donora, Pennsylvania: An environmental disaster of the 20th century. *American Journal of Public Health*. <https://doi.org/10.2105/AJPH.91.4.553>

<https://www.atsdr.cdc.gov/csem/csem.asp?csem=13&po=11>

Holman, C. (1999). 8 - Sources of Air Pollution. In S. T. Holgate, J. M. Samet, H. S. Koren, & R. L. Maynard (Eds.), *Air Pollution and Health* (pp. 115–148). London: Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-012352335-8/50083-1>

International Agency for Research on Cancer (2010). Painting, firefighting and shiftwork Monographs on the evaluation of Carcinogenic Risk to humans. Sitio web <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol98/index.php>.

International Agency for Research on Cancer (2012). Monographs on the evaluation of Carcinogenic Risk to humans. Sitio web <http://monographs.iarc.fr/>

Jáuregui, E. (1958). El aumento de la turbiedad del aire en la Ciudad de México. *Ing. Hidr. en Méx*, 4(1958), A77-A81.

Jáuregui Ostos, Ernesto (1960). "Las tolvaneras de la Ciudad de México". Revista ingeniería Hidráulica. México: Secretaria de Recursos Hidráulicos.

Jauregui, E. (1983). Visibility trends in Mexico City. *Erdkunde*. <https://doi.org/10.3112/erdkunde.1983.04.06>

Jáuregui Ostos, E. (2017). Las investigaciones sobre clima urbano y contaminación del aire en la República Federal de Alemania. *Investigaciones Geográficas*. <https://doi.org/10.14350/rig.58878>

Knaapen, A. M., Borm, P. J. A., Albrecht, C., & Schins, R. P. F. (2004). Inhaled particles and lung cancer. Part A: Mechanisms. *International Journal of Cancer*. <https://doi.org/10.1002/ijc.11708>

Kling, G. W., Clark, M. A., Compton, H. R., Devine, J. D., Evans, W. C., Humphrey, A. M., ... Wagner, G. N. (1987). The 1986 Lake Nyos gas disaster in Cameroon, West Africa. *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.236.4798.169>

Lacasaña-Navarro, M., Aguilar-Garduño, C., & Romieu, I. (1999). Evolucion de la contaminación del aire e impacto de los programas de control en tres megaciudades de America Latina. *Salud Publica de Mexico*; 41(3): 203-215 ISSN 1606-7916. <http://saludpublica.mx/index.php/spm/article/view/6150/7257>

Lelieveld, J., Klingmüller, K., Pozzer, A., Pöschl, U., Fnais, M., Daiber, A., & Münzel, T. (2019). Cardiovascular disease burden from ambient air pollution in Europe reassessed using novel hazard ratio functions. *European Heart Journal*. <https://doi.org/10.1093/eurheartj/ehz135>

Li, R., Zhou, R., & Zhang, J. (2018). Function of PM_{2.5} in the pathogenesis of lung cancer and chronic airway inflammatory diseases. *Oncology letters*, 15(5), 7506–7514. <https://doi:10.3892/ol.2018.8355>

Mage, D., Ozolins, G., Peterson, P., Webster, A., Orthofer, R., Vandeweerd, V., & Gwynne, M. (1996). Urban air pollution in megacities of the world. *Atmospheric Environment*, 30(5), 681–686. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(95\)00219-7](https://doi.org/10.1016/1352-2310(95)00219-7)

Manzano-León, N., Quintana, R., Sánchez, B., Serrano, J., Vega, E., Vázquez-López, I., ... Osornio-Vargas, Á. R. (2013). Variation in the Composition and In Vitro Proinflammatory Effect of Urban Particulate Matter from Different Sites. *Journal of Biochemical and Molecular Toxicology*. <https://doi.org/10.1002/jbt.21471>

Manzano-León, N., Serrano-Lomelin, J., Sánchez, B. N., Quintana-Belmares, R., Vega, E., Vázquez-López, I., ... Osornio-Vargas, A. R. (2016). TNF α and IL-6 responses to particulate matter in vitro: Variation according to PM size, season, and polycyclic aromatic hydrocarbon and soil content. *Environmental Health Perspectives*, 124(4). <https://doi.org/10.1289/ehp.1409287>

Mariana, M., Feiteiro, J., Verde, I., & Cairrao, E. (2016). The effects of phthalates in the cardiovascular and reproductive systems: A review. *Environment International*. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.07.004>

Márquez Mayaudón, E. (1970). Evaluación de la contaminación del aire en el valle de México. *Salud Pública de Méx*, 49(5), 629-37.

Márquez Mayaudón, E. (1975). Red Computarizada Automática de Monitoreo del Aire del Valle de México (RECAMA). *Salud Pública de México*, 17(5), 699-706.

Miranda, J., Morales, J.R., Cahill, T., Aldape, F., Flores, J., (1992). A study of elemental contents in atmospheric aerosols in Mexico City. *Atmósfera*, 5, 95–108.

Miranda, J., Barrera, V. A., Espinosa, A. A., Galindo, O. S., Núñez-Orosco, A., Montesinos, R. C., ... Meinguer, J. (2004). PIXE analysis of atmospheric aerosols from three sites in Mexico City. In *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*. <https://doi.org/10.1016/j.nimb.2004.01.045>

Molina, L. T., Kolb, C. E., De Foy, B., Lamb, B. K., Brune, W. H., Jimenez, J. L., ... Molina, M. J. (2007). Air quality in North America's most populous city - Overview of the MCMA-2003 campaign. *Atmospheric Chemistry and Physics*. <https://doi.org/10.5194/acp-7-2447-2007>

Monet (1904), <http://www.metmuseum.org/art/collection/search/437128>.

Montiel-Dávalos, A., Alfaro-Moreno, E., & López-Marure, R. (2007). PM_{2.5} and PM₁₀ Induce the Expression of Adhesion Molecules and the Adhesion of Monocytic Cells to Human Umbilical Vein Endothelial Cells. *Inhalation Toxicology*, 19(sup1), 91–98. <https://doi.org/10.1080/08958370701495212>

Moya, M., Grutter, M., & Báez, A. (2004). Diurnal variability of size-differentiated inorganic aerosols and their gas-phase precursors during January and February of 2003

near downtown Mexico City. Atmospheric Environment.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.05.045>

Mugica, V., Ortiz, E., Molina, L., De Vizcaya-Ruiz, A., Nebot, A., Quintana, R., ... Alcántara, E. (2009). PM composition and source reconciliation in Mexico City. Atmospheric Environment. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.06.051>

Navarrete, M., Gálvez, L., Tzontlimatzin, E., Aguilar, C., (1974). Determination of particulate air pollutants in Mexico City using activation analysis, Radiochemical and Radioanalytical Letters, 19 (3), 163-170.

Nemmar, A., Hoet, P. H. M., Vanquickenborne, B., Dinsdale, D., Thomeer, M., Hoylaerts, M. F., ... Nemery, B. (2002). Passage of inhaled particles into the blood circulation in humans. Circulation. <https://doi.org/10.1161/hc0402.104118>

Norma Oficial Mexicana NOM-020-SSA1-1993, Salud ambiental. Criterio para evaluar el valor límite permisible para la concentración de ozono (O₃) de la calidad del aire ambiente. Criterio para evaluar la calidad del aire.

Nurkiewicz, T. R., Porter, D. W., Barger, M., Millecchia, L., Rao, K. M. K., Marvar, P. J., ... Boegehold, M. A. (2006). Systemic microvascular dysfunction and inflammation after pulmonary particulate matter exposure. Environmental Health Perspectives. <https://doi.org/10.1289/ehp.8413>

Nurkiewicz, T. R., Porter, D. W., Hubbs, A. F., Cumpston, J. L., Chen, B. T., Frazer, D. G., & Castranova, V. (2008). Nanoparticle inhalation augments particle-dependent systemic microvascular dysfunction. Particle and Fibre Toxicology. <https://doi.org/10.1186/1743-8977-5-1>

Osornio-Vargas, Á. R., Bonner, J. C., Alfaro-Moreno, E., Martínez, L., García-Cuellar, C., Ponce-de-León Rosales, S., ... Rosas, I. (2003). Proinflammatory and cytotoxic effects of Mexico City air pollution particulate matter in vitro are dependent on particle size and composition. Environmental Health Perspectives. <https://doi.org/10.1289/ehp.5913>

Perretti, M., Ingegnoli, F., Wheller, S. K., Blades, M. C., Solito, E., & Pitzalis, C. (2002). Annexin 1 Modulates Monocyte-Endothelial Cell Interaction In Vitro and Cell Migration In Vivo in the Human SCID Mouse Transplantation Model. The Journal of Immunology. <https://doi.org/10.4049/jimmunol.169.4.2085>

Perrone, M. G., Gualtieri, M., Ferrero, L., Porto, C. Lo, Udisti, R., Bolzacchini, E., & Camatini, M. (2010). Seasonal variations in chemical composition and in vitro biological effects of fine PM from Milan. *Chemosphere*, 78(11), 1368–1377. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.071>

Pierce, A. M., Marcela Loría-Salazar, S., Patrick Arnott, W., Edwards, G. C., Miller, M. B., & Gustin, M. S. (2018). Aggregated particles caused by instrument artifact. *Atmospheric Measurement Techniques*. <https://doi.org/10.5194/amt-11-2225-2018>

Pope, C. A., & Dockery, D. W. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect. *Journal of the Air and Waste Management Association*. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>

Pope III, C. A. (2002). Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *JAMA*. <https://doi.org/10.1001/jama.287.9.1132>

Public Law 159. CHAPTER 360. AN ACT. July 14,1955. [S. 928]. To provide research and technical assistance relating to air pollution control. Air pollution.

Quintana-Belmares, R., Alfaro-Moreno, E., García-Cuellar, C. M., Gómez-Vidales, V., Vázquez-López, I., Salmón-Salazar, M. J., ... Osornio-Vargas, Á. R. (2015). Evaluation of the oxidative potential of urban PM and its relation to in vitro induced DNA damage: A spatial and temporal comparison. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 31(2).

Quintana-Belmares, R. O., Krais, A. M., Esfahani, B. K., Rosas-Pérez, I., Mucs, D., López-Marure, R., ... Alfaro-Moreno, E. (2018). Phthalate esters on urban airborne particles: Levels in PM₁₀ and PM_{2.5} from Mexico City and theoretical assessment of lung exposure. *Environmental Research*, 161. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.11.039>

Raga, G. B., Baumgardner, D., Castro, T., Martínez-Arroyo, A., & Navarro-González, R. (2001). Mexico City air quality: A qualitative review of gas and aerosol measurements (1960-2000). *Atmospheric Environment*. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00157-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00157-1)

Rakkestad, K. E., Dye, C. J., Yttri, K. E., Holme, J. A., Hongslo, J. K., Schwarze, P. E., & Becher, R. (2007). Phthalate levels in Norwegian indoor air related to particle size fraction. *Journal of Environmental Monitoring*. <https://doi.org/10.1039/b709947a>

Ravindra, K., Bencs, L., Wauters, E., De Hoog, J., Deutsch, F., Roekens, E., ... Van Grieken, R. (2006). Seasonal and site-specific variation in vapour and aerosol phase PAHs over Flanders (Belgium) and their relation with anthropogenic activities. *Atmospheric Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.10.011>

Raymond, W. (2007). *Cancer biology*. Oxford University Press. 4th edition. Estados Unidos.

Red Automática de Monitoreo Atmosférico., 2012-2013. 2012 PM10 and PM2.5 and 2013 PM10 and PM2.5. <http://www.aire.df.gob.mx/> . (acceso 22 abril 2019).

Rogovin, R., & Frampton, G. (1980). Three Mile Island: A Report to the Commissioners and to the Public. Nuclear Regulatory Commission Special Inquiry Group. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-397189-0.00100-2>

Rosas, I., Belmont, R., & Jauregui, E. (1995). Seasonal variation of atmospheric lead levels in three sites in Mexico City. *Atmosfera*.

Rosas, I., McCartney, H. A., Payne, R. W., Calderón, C., Lacey, J., Chapela, R., & Ruiz-Velazco, S. (1998). Analysis of the relationships between environmental factors (aeroallergens, air pollution, and weather) and asthma emergency admissions to a hospital in Mexico City. *Allergy: European Journal of Allergy and Clinical Immunology*. <https://doi.org/10.1111/j.1398-9995.1998.tb03911.x>

Rosas, I., Calderón, C., Salinas, E., Martínez, L., Alfaro-Moreno, E., Milton, D. K., & Osornio-Vargas, A. R. (2001). Animal and worker exposure to dust and biological particles in animal care houses. *Aerobiologia*. <https://doi.org/10.1023/A:1007671629837>

Rosas Pérez, I., Serrano, J., Alfaro-Moreno, E., Baumgardner, D., García-Cuellar, C., Martín del Campo, J. M., ... Osornio Vargas, A. R. (2007). Relations between PM10 composition and cell toxicity: A multivariate and graphical approach. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.10.078>

Rudel, R. A., & Perovich, L. J. (2009). Endocrine disrupting chemicals in indoor and outdoor air. *Atmospheric Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.025>

Rueda-Romero, C., Hernández-Pérez, G., Ramos-Godínez, P., Vázquez-López, I., Quintana-Belmares, R. O., Huerta-García, E., ... Alfaro-Moreno, E. (2016). Titanium dioxide nanoparticles induce the expression of early and late receptors for adhesion

molecules on monocytes. Particle and Fibre Toxicology. <https://doi.org/10.1186/s12989-016-0147-3>

Salazar, S., Lemoyne, L. & Rosas, I. (1992). Preliminary results of size distribution airborne particles in Mexico City. Water Air Soil Pollut 64: 649. <https://doi.org/10.1007/BF00483373>

Salcedo, D., Onasch, T. B., Dzepina, K., Canagaratna, M. R., Zhang, Q., Huffman, J. A., ... Jimenez, J. L. (2006). Characterization of ambient aerosols in Mexico City during the MCMA-2003 campaign with Aerosol Mass Spectrometry: Results from the CENICA Supersite. Atmospheric Chemistry and Physics. <https://doi.org/10.5194/acp-6-925-2006>

Salcido-Neyoy, M. E., Sánchez-Pérez, Y., Osornio-Vargas, A. R., Gonsebatt, M. E., Meléndez-Zajgla, J., Morales-Bárceñas, R., ... García-Cuellar, C. M. (2015). Induction of c-Jun by air particulate matter (PM₁₀) of Mexico city: Participation of polycyclic aromatic hydrocarbons. Environmental Pollution. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.03.051>

Sánchez-Pérez, Y., Chirino, Y. I., Osornio-Vargas, Á. R., Morales-Bárceñas, R., Gutiérrez-Ruiz, C., Vázquez-López, I., & García-Cuellar, C. M. (2009). DNA damage response of A549 cells treated with particulate matter (PM₁₀) of urban air pollutants. Cancer Letters. <https://doi.org/10.1016/j.canlet.2009.01.010>

Santos-Burgoa, C., Rosas, I., & Yela, A. (1994). Occurrence of airborne enteric bacteria in Mexico city. Aerobiologia. <https://doi.org/10.1007/BF02066745>

Schauer, C., Niessner, R., & Pöschl, U. (2003). Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air particulate matter: Decadal and seasonal trends, chemical degradation, and sampling artifacts. Environmental Science and Technology. <https://doi.org/10.1021/es034059s>

Schwarze, P. E., Øvrevik, J., Hetland, R. B., Becher, R., Cassee, F. R., Låg, M., ... Refsnes, M. (2007). Importance of size and composition of particles for effects on cells in vitro. In Inhalation Toxicology. <https://doi.org/10.1080/08958370701490445>

Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal. Calidad del aire en la Ciudad de México informe 2014. Dirección General de Gestión de la Calidad del Aire, Dirección de Monitoreo Atmosférico. México, D. F. Junio 2015.

Sekuła, M., Janawa, G., Stankiewicz, E., & Stepień, E. (2011). Endothelial microparticle formation in moderate concentrations of homocysteine and methionine in vitro. *Cellular and Molecular Biology Letters*. <https://doi.org/10.2478/s11658-010-0040-2>

Selg, E., Acevedo, F., Nybom, R., Blomgren, B., Ryrfeldt, Å., & Gerde, P. (2010). Delivering Horseradish Peroxidase as a Respirable Powder to the Isolated, Perfused, and Ventilated Lung of the Rat: The Pulmonary Disposition of an Inhaled Model Biopharmaceutical. *Journal of Aerosol Medicine and Pulmonary Drug Delivery*. <https://doi.org/10.1089/jamp.2009.0790>

Selg, E., Ewing, P., Acevedo, F., Sjöberg, C.-O., Ryrfeldt, Å., & Gerde, P. (2013). Dry Powder Inhalation Exposures of the Endotracheally Intubated Rat Lung, Ex Vivo and In Vivo: The Pulmonary Pharmacokinetics of Fluticasone Furoate. *Journal of Aerosol Medicine and Pulmonary Drug Delivery*, 26(4), 181–189. <https://doi.org/10.1089/jamp.2012.0971>

Shi, Y., Ji, Y., Sun, H., Hui, F., Hu, J., Wu, Y., ... Lanza, M. (2015). Nanoscale characterization of PM 2.5 airborne pollutants reveals high adhesiveness and aggregation capability of soot particles. *Scientific Reports*. <https://doi.org/10.1038/srep11232>

Slama, A., Śliwczyński, A., Woźnica, J., Zdrolik, M., Wiśnicki, B., Kubajek, J., ... Franek, E. (2019). Impact of air pollution on hospital admissions with a focus on respiratory diseases: a time-series multi-city analysis. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04781-3>

SMA-DF: Informe de la calidad del aire en la Zona Metropolitana del Valle de México, (2009), Secretaria del medio ambiente del Distrito Federal, México.

Smithard, E.H. (1954). The 1952 fog in a metropolitan borough. *Monthly bulletin of the Ministry of Health and the Public Health Laboratory Service*, 13, 26-35 .

Sofianopoulou, E., Kaptoge, S., Gräf, S., Hadinnapola, C., Treacy, C. M., Church, C., ... Morrell, N. W. (2019). Traffic exposures, air pollution and outcomes in pulmonary arterial hypertension: a UK cohort study analysis. *The European Respiratory Journal*. <https://doi.org/10.1183/13993003.01429-2018>

Spengler, J.D. and Wilson. 1996. *Particles in Our Air: Concentrations and Health Effects*. Harvard University Press, Cambridge, MA.

The Clean Air Act of 1970 by Paul G. Rogers [EPA Journal - January/February 1990].

Tiao, G. C., Box, G. E. P., & Box, G. E. P. (1975). Analysis of los angeles photochemical smog data: A statistical overview. Journal of the Air Pollution Control Association. <https://doi.org/10.1080/00022470.1975.10470082>

UNDP/World Bank Energy Sector Management Assistance Programme. (2004). South Asia Urban Air Quality Management Briefing Note No. 11: Health Impacts of Outdoor Air Pollution. UNDP/World Bank Energy Sector Management Assistance Programme.

United States. President's Commission on the Accident at Three Mile Island. (1979). *The need for change, the legacy of TMI: report of the President's Commission on the Accident at Three Mile Island*. The Commission.

Valavanidis, A., Fiotakis, K., & Vlachogianni, T. (2008). Airborne particulate matter and human health: Toxicological assessment and importance of size and composition of particles for oxidative damage and carcinogenic mechanisms. Journal of Environmental Science and Health - Part C Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews. <https://doi.org/10.1080/10590500802494538>

Vega, E., Mugica, V., Reyes, E., Sánchez, G., Chow, J. C., & Watson, J. G. (2001). Chemical composition of fugitive dust emitters in Mexico City. Atmospheric Environment. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00164-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00164-9)

Vega, E., Reyes, E., Ruiz, H., García, J., Sánchez, G., Martínez-Villa, G., ... Watson, J. G. (2004). Analysis of PM_{2.5} and PM₁₀ in the atmosphere of Mexico City during 2000-2002. Journal of the Air and Waste Management Association. <https://doi.org/10.1080/10473289.2004.10470952>

Vega, E., Reyes, E., Wellens, A., Sánchez, G., Chow, J. C., & Watson, J. G. (2003). Comparison of continuous and filter based mass measurements in Mexico City. Atmospheric Environment. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00216-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00216-4)

Vega, E., Lowenthal, D., Ruiz, H., Reyes, E., Watson, J. G., Chow, J. C., ... Alastuey, A. (2009). Fine particle receptor modeling in the atmosphere of Mexico City. Journal of the Air and Waste Management Association. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.59.12.1417>

Vega, E., Eidels, S., Ruiz, H., López-Veneroni, D., Sosa, G., Gonzalez, E., ... Edgerton, S. A. (2010). Particulate air pollution in Mexico city: A detailed view. *Aerosol and Air Quality Research*. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2009.06.0042>

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*. <https://doi.org/10.5094/APR.2011.054>

Wang, H. J., Li, Q., Guo, Y., Song, J. Y., Wang, Z., & Ma, J. (2017). Geographic variation in Chinese children' forced vital capacity and its association with long-term exposure to local PM10: a national cross-sectional study. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9812-9>

Wang, L., Xiang, Z., Stevanovic, S., Ristovski, Z., Salimi, F., Gao, J., ... Li, L. (2017). Role of Chinese cooking emissions on ambient air quality and human health. *Science of The Total Environment*, 589, 173–181. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.124>

Wang, Y. S., Yao, L., Wang, L. L., Liu, Z. R., Ji, D. S., Tang, G. Q., ... Xin, J. Y. (2014). Mechanism for the formation of the January 2013 heavy haze pollution episode over central and eastern China. *Science China Earth Sciences*. <https://doi.org/10.1007/s11430-013-4773-4>

Wang, W., Wu, F. Y., Huang, M. J., Kang, Y., Cheung, K. C., & Wong, M. H. (2013). Size fraction effect on phthalate esters accumulation, bioaccessibility and in vitro cytotoxicity of indoor/outdoor dust, and risk assessment of human exposure. *Journal of Hazardous Materials*. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.04.039>

WHO Ambient (outdoor) air quality and health (2018); [https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health) (29 de abril de 2019).

WHO Regional Office for Europe. (2000). Chapter 5.9. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) en *Air quality Guidelines*. 2da Edición, Dinamarca.

Wilson, W. E., Chow, J. C., Claiborn, C., Fusheng, W., Engelbrecht, J., & Watson, J. G. (2002). Monitoring of particulate matter outdoors. In *Chemosphere*. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00270-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00270-9)

Xia, Y., Han, Y., Zhu, P., Wang, S., Gu, A., Wang, L., ... Wang, X. (2009). Relation between urinary metabolites of polycyclic aromatic hydrocarbons and human semen quality. *Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1021/es9000642>

Xie, Z., Ebinghaus, R., Temme, C., Lohmann, R., Caba, A., & Ruck, W. (2007). Occurrence and air-sea exchange of phthalates in the arctic. *Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1021/es0630240>

Xu, G., Jiao, L., Zhang, B., Zhao, S., Yuan, M., Gu, Y., ... Tang, X. (2017). Spatial and temporal variability of the PM_{2.5}/PM₁₀ ratio in Wuhan, Central China. *Aerosol and Air Quality Research*. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2016.09.0406>

Zoccolillo, L., Babi, D., & Felli, M. (2000). Evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons in gasoline by HPLC and GC-MS. *Chromatographia*. <https://doi.org/10.1007/BF02491036>

APENDICE

ANÁLISIS MORFOLÓGICO DE PM POR MICROSCOPIA ELECTRÓNICA DE BARRIDO, (ENVIRONMENTAL SCANNING ELECTRON MICROSCOPY, ESEM)

Para el análisis por microscopía electrónica de barrido, la muestra se preparó con aproximadamente 1 mg de PM₁₀ o PM_{2.5}. Las PM se adhirieron a una cinta de aluminio de doble cara con carbono sobre el porta muestras. Posteriormente se recubre con Au durante 60 segundos. Las partículas cubiertas, se observaron en el microscopio electrónico de barrido XL-30 (Philips, EE.UU.) El potencial fue de 25 kV, y los diferentes detectores de electrones con los que cuenta el microscopio. Se utilizó el detector de electrones secundarios gaseosos (GSE), el detector de electrones retrodispersados (EEB) y el sistema de espectroscopia de rayos X.

Se seleccionaron 4 diferentes puntos distantes entre sí, y de cada muestra para realizar el análisis por SEM, se utilizaron diferentes ampliaciones 500x (100 µm), 2000x (40 µm), 4000x (20 µm) y se realizaron los análisis de EDS Global (Área).

El detector de GSE y el EEB se utilizan para investigar la microestructura y el detector EDX (EDAX modelo New XL30 y un área activa de 10 mm²) se utiliza para llevar a cabo el microanálisis de los elementos en las PM. También este detector se utiliza para realizar la técnica de mapeo por rayos X, que consiste en utilizar pseudo-colores para representar la distribución espacial bidimensional de la distribución superficial de los elementos químicos en la muestra.

Los resultados del análisis de la membrana de nitrocelulosa por medio del análisis de microscopía electrónica de barrido indicaron que su composición es únicamente de C, O y N.

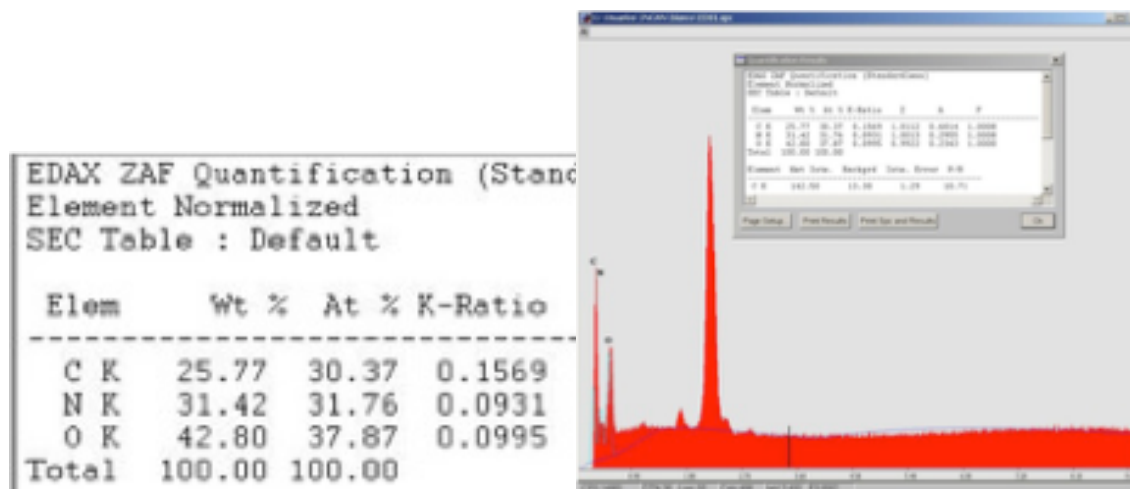


Figura 24. Espectro de rayos X de una membrana de nitrocelulosa, donde se puede observar que se identificaron únicamente carbono, oxígeno y nitrógeno, como componentes de matriz.

MICROGRAFÍAS DE LAS MUESTRAS DE PM₁₀ 3ª SEMANA DE ENERO

2013

Elementos contenidos: C, N, O, F, Fe, Ba, Cu, Zn, Mg, Al, Na, Si, P, S, Pb, K, Ca.

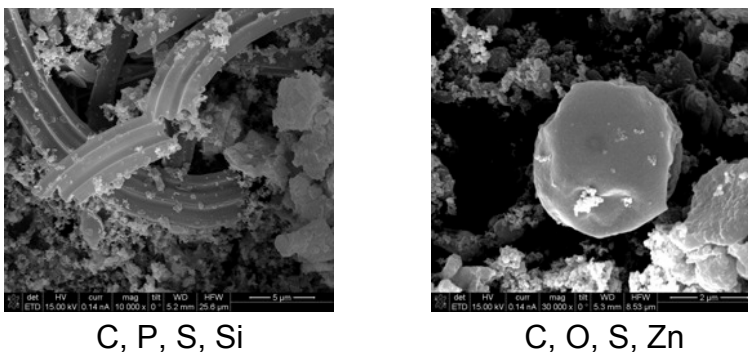


Figura 25. Micrografías de PM₁₀ analizadas por microscopía electrónica de barrido.

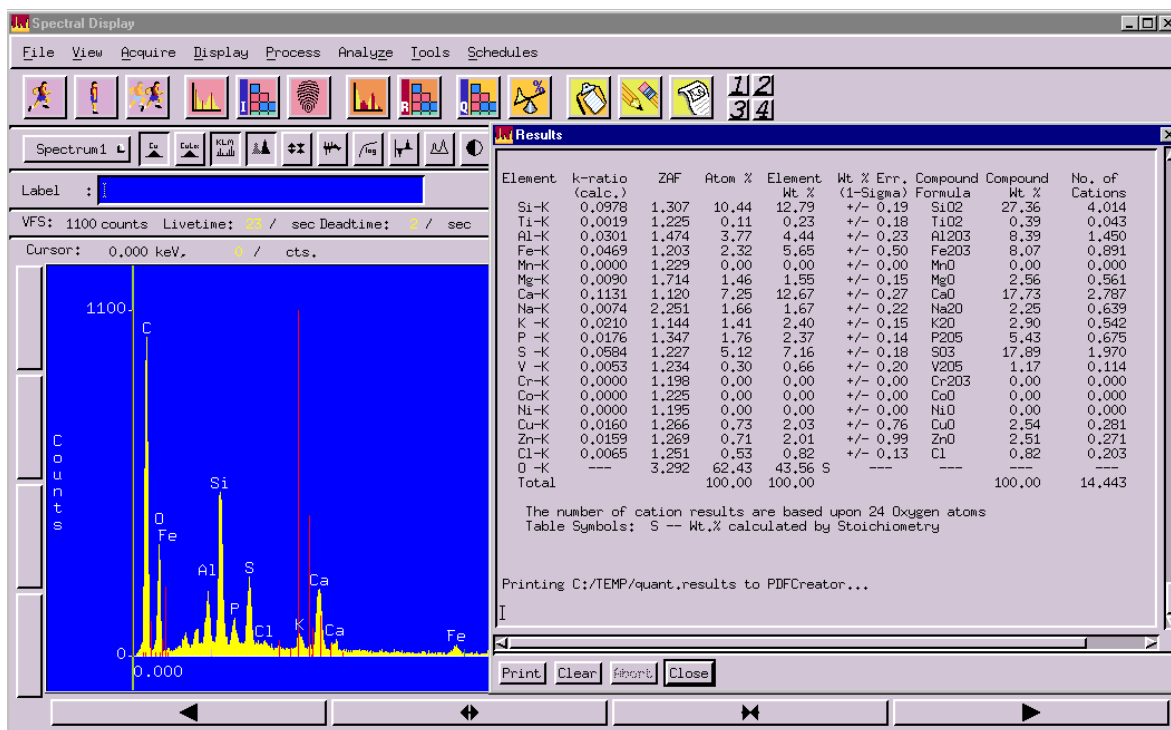


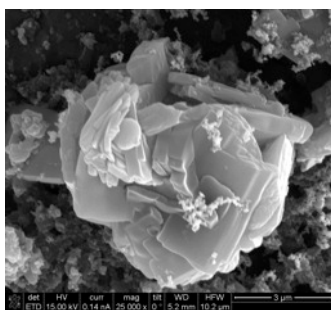
Figura 26. Espectro de una muestra de PM₁₀ analizada por microscopía electrónica de barrido.

MICROGRAFÍAS DE LAS MUESTRAS DE PM_{2.5} 3ª SEMANA DE ENERO

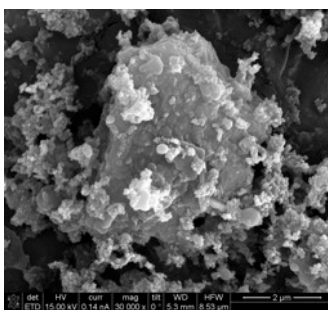
2013

Elementos presentes: C, N, O, F, Fe, Ba, Cu, Zn, Mg, Al, Na, Si, P, S, Pb,

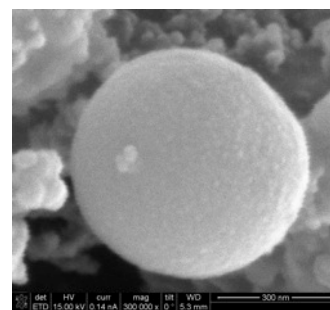
K, Ca



Ca, Si, O, K



Si, Al, O, Zn



C, O, S, P

Figura 27. Micrografías de PM_{2.5} analizadas por microscopía electrónica de barrido.

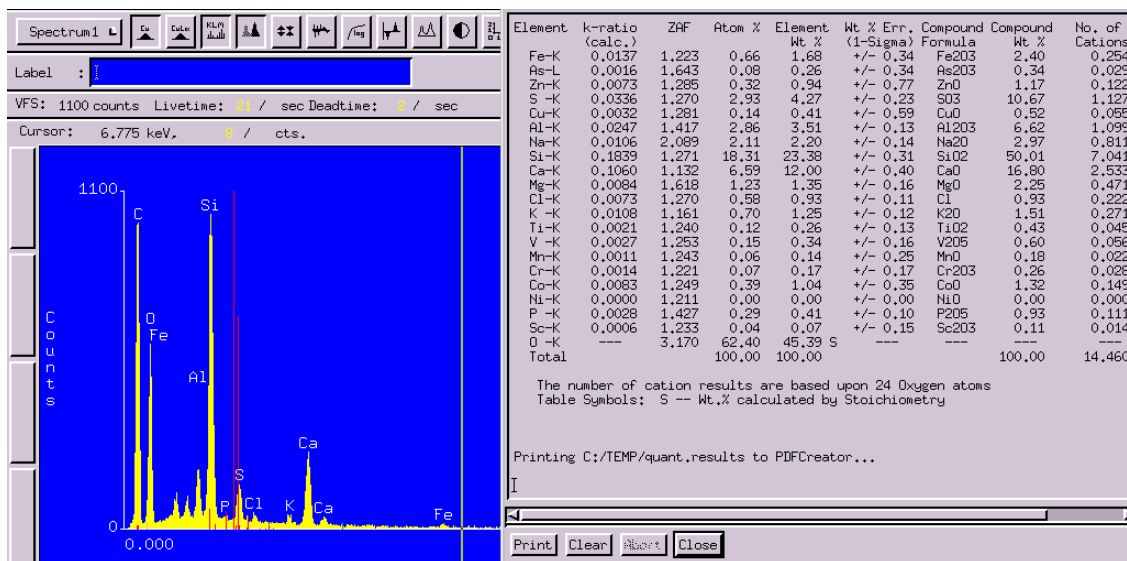


Figura 28. Espectro de una muestra de PM₁₀ analizada por microscopía electrónica de barrido.

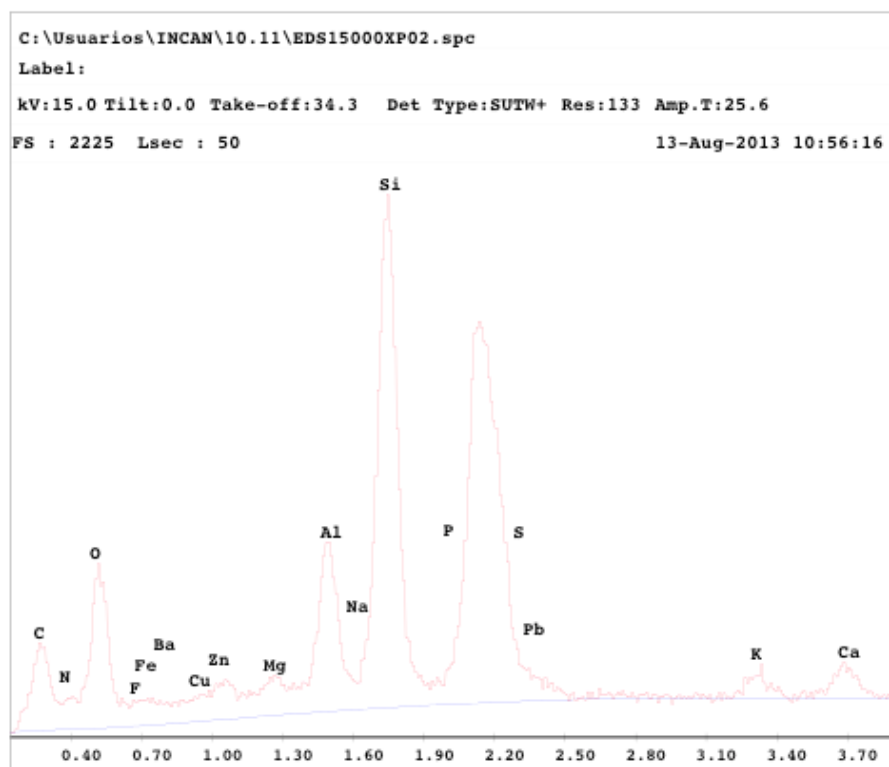


Figura 29. Espectro de PM₁₀ por MEB.