



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

CARRERA DE BIOLOGÍA

Análisis histórico de las concentraciones de mercurio contenido en material particulado (PM_{10}) de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

PRESENTA:

Guadalupe Salinas Larios

Director de Tesis: Dra. Ofelia Morton Bermea

Instituto de Geofísica, UNAM

Asesor interno: M. en C. Germán Calva Vásquez



México, CDMX

Mayo, 2016



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.

AGRADECIMIENTOS

A mi querida Universidad Nacional Autónoma de México, por brindarme la oportunidad de haber ingresado a esta máxima casa de estudios y hacer de mí una mejor persona.

A la Dra. Ofelia Morton Bermea, por su gran apoyo, su tiempo y conocimientos brindados, pero sobre todo por ofrecerme un tema excepcional. Le tengo una profunda admiración y cariño.

A la M. en C. Elizabeth Hernández Álvarez, por su amistad, paciencia y apoyo, pero más importante, por haber creído en mí.

Al M. en C. Germán Calva Vásquez, por toda su disposición en ayudarme a culminar mis estudios, por su apoyo desde mi formación como bióloga y haber sembrado en mí la vocación de servir y de ser mejor cada día.

Al M. en C. Rodrigo Garza Galindo Flores, por su valiosa amistad, los conocimientos aportados y su gran entusiasmo. Sabes que te admiro por todas tus ingeniosas ideas, pero principalmente por la gran persona que eres.

A la I. Q. Sara L. Ordoñez Godínez e Isabel Macías Flores, por su amistad, los momentos compartidos y todas sus explicaciones con respecto al trabajo en laboratorio, fueron de gran ayuda.

A los sinodales:

Biól. Leticia López Vicente

Biól. Maricela Arteaga Mejía

M. en C. Jorge Antonio Valdivia Anistro

Por compartir conmigo su experiencia, dedicar el tiempo en la revisión de este estudio y por aportar sus valiosos conocimientos para la mejora en la Tesis.

Al Instituto de Geofísica por la beca de tesista otorgada.

Este proyecto se realizó con financiamiento de la Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal, Proyecto CPSG/087A/2014 FA y de la Dirección General de Asuntos del Personal Académico, UNAM, Proyecto PAPIIT IN102815.

DEDICATORIA

A mis papás:

Mamá y papá, estoy eternamente agradecida por lo mucho, mucho que hacen por mí y que siguen haciendo. Gracias, porque sólo ustedes saben todo lo que me costó estar aquí y que aún con todo lo sucedido, confiaron ciegamente en mí. Sin ustedes, jamás en la vida lo hubiera logrado. Los amo con todo mi corazón y los cuidaré toda la vida.

¡Lo logramos!

A mi hermana:

Pequeña, eres la persona más desprendida que conozco, gracias por todas las cosas buenas que me das, me hace feliz tener la mejor compañera de vida. Nunca dejes de perseguir tus sueños y metas, sé que todo lo que te propongas, lo lograrás. Sigue con esa convicción y deseo de ayudar a los demás. Te amo profundamente.

A la maestra María Cristina Albarrán:

Cris, me has hecho mucha falta. Quiero que sepas que jamás olvidaré todo lo que hiciste por mí. Gracias por tu amistad, por todos esos consejos tan sabios y haber estado siempre, siempre conmigo, pero sobre todo por haber creído en mí y tu interés en apoyar a mi familia y a mí. Sin ti, nada será igual. Ti voglio tanto bene.

“Un'altra te dove la trovo io, un'altra che sorprenda me...”

Eros.R.

A mi amiga Norma:

La prepa, la universidad, pero sobre todo mi vida, no sería la misma, sin una verdadera amiga cómo tú. Representas absolutamente todo, gracias por escucharme siempre y estar atenta a todo lo que me pasa. No tengo las palabras para describir lo que siento por ti, lo único que sé, es que te amo muchísimo.

A Jesús:

Sabes que te amo mucho y que agradezco infinitamente todo lo que haces por mí. El compartir nuestra vida, es lo mejor que me puede pasar, porque tú siempre me motivas para seguir adelante. Siempre sabes que hacer o decir, para que jamás desista. Gracias porque sin tu compañía, esto no sería tan real.

A mis amigos:

Ana, Chaim, Mariana y Liz, mejores amigos no pude haber encontrado. Gracias por todas las hermosas aventuras que hemos compartido. Los mega quiero y deseo siempre estemos juntos.

A mi amiga Mari:

Me encantas. Y sí, es cierto que ya te hubieran pagado 1, 000,000 de pesos, por cada vez que digo que quiero ser como tú, pero es que eres el ejemplo perfecto de cómo se debe ver y vivir la vida. Te amo, te amo, te amo.

A mis amigos de la carrera:

Lizz, eres para mí de las personas más importantes. Gracias por brindarme tu valiosa amistad y tu confianza. Te quiero muchísimo, espero que nuestra amistad siga creciendo.

Eric, gracias por darme la oportunidad de encontrar un amigo en ti y hacernos reír tanto, eres genial.

Karen, te admiro mucho y me encanta como eres, gracias por todos los momentos compartidos.

Iván, gracias por cuidarme, escucharme y aconsejarme siempre. Te quiero tanto.

A todos mis amigos del laboratorio:

A la Dra. Ofelia, Liz, Sara, Rodrie, Isa, Florecita, Adri, Anahí, Leslie, gracias por todo su apoyo, entusiasmo y ánimos, son excelentes personas. Definitivamente sin ustedes, mi estancia en laboratorio no hubiera sido la misma. Los aprecio mucho a todos.

¡GRACIAS A TODOS POR SU APOYO!

ÍNDICE

1	RESUMEN.....	1
2	INTRODUCCIÓN.....	2
3	ANTECEDENTES.....	4
4	MARCO TEÓRICO.....	6
4.1.1	Propiedades químicas del Hg.....	6
4.1.2	Fuentes de contaminación de Hg.....	7
4.1.3	Ciclo biogeoquímico del Hg.....	8
4.2	Material particulado atmosférico.....	8
4.2.1	Fuentes de origen del material particulado atmosférico.....	10
4.3	Técnicas analíticas aplicadas para la determinación de Hg.....	10
4.3.1	Espectrometría por Absorción Atómica.....	10
4.3.2	Espectrometría de absorción atómica en vapor frío.....	12
4.3.3	Analizador Directo de Mercurio.....	12
4.3.4	Espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado inductivamente.....	14
5	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	17
6	JUSTIFICACIÓN.....	18
7	HIPÓTESIS.....	19
8	OBJETIVOS.....	19
9	ZONA DE ESTUDIO.....	20
10	METODOLOGÍA.....	22
10.1	Obtención de filtros PM ₁₀	22
10.2	Preparación de muestras PM ₁₀	22
10.3	Análisis químico.....	24

10.4	Control de calidad	25
11	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	26
11.1	Resultados de la validación del método	26
11.2	Resultados de las concentraciones de Hg atmosférico contenido en PM ₁₀ de la ZMCM	26
11.3	Resultados del análisis estadístico para obtener la correlación de Pearson.....	29
11.4	Comparación de Hg atmosférico contenido en PM ₁₀ con otras zonas urbanas	31
12	CONCLUSIONES	32
13	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34
14	ANEXO	41

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Propiedades físicas y químicas del Hg. Fuente: Nabi, 2014.	6
Tabla 2. Resultados de las concentraciones de Hg contenido en muestras PM ₁₀	27
Tabla 3. Análisis estadístico, correlación de Pearson.....	29
Tabla 4. Comparación de Hg atmosférico contenido en PM ₁₀ con otras zonas urbanas.	31

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Representación esquemática de la comparación del PM con un cabello..	9
Figura 2. Esquema del principio de espectrometría de absorción atómica	11
Figura 3. Analizador directo de mercurio, DMA-80.....	12
Figura 4. Representación esquemática del principio operativo del DMA.....	13
Figura 5. Esquema general de los componentes del equipo ICP-MS.	15
Figura 6. Localización de la zona de estudio.....	20
Figura 7. Ubicación de las principales industrias en la ZMCM. Los principales corredores industriales se muestran como conglomerados de puntos.....	21
Figura 8. Muestras contenidas en los viales.....	23
Figura 9. Muestras digeridas, filtradas y aforadas a 50 mL.	24
Figura 10. Equipo ICP-MS, en el Instituto de Geofísica, UNAM.	25
Figura 11. Gráfica de comparación de las concentraciones de Hg atmosférico contenido en PM ₁₀ durante el período de estudio en los cuatro sitios de muestreo.	28
Figura 12. Patrones predominantes del viento en la ZMCM.....	30

1 RESUMEN

El mercurio (Hg) es considerado como un contaminante global, altamente tóxico, que puede causar efectos adversos a la salud humana y al medio ambiente. El Hg es emitido al ambiente atmosférico, por diversas fuentes naturales y antropogénicas. En el ambiente atmosférico, se encuentra en tres fracciones: mercurio elemental gaseoso (GEM), mercurio gaseoso reactivo (RGM) y mercurio particulado (PHg). En este estudio se realizó el análisis de las concentraciones de Hg en material particulado menor a $10\mu\text{m}$ (PM_{10}), durante el período de enero 2004 - enero 2014, en cuatro sitios de muestreo: Xalostoc, Tlalnepantla, Merced y Pedregal, con el objetivo de conocer la tendencia espacial y temporal de los niveles de Hg atmosférico en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM). Las muestras de material particulado, PM_{10} , se colectaron en filtros de fibra de vidrio por la Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal (SEDEMA) dentro del programa de monitoreo atmosférico a su cargo. Para conocer las concentraciones de Hg contenido en PM_{10} , se empleó la técnica analítica de Espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado inductivamente (ICP-MS, por sus siglas en inglés). El rango de concentración de Hg, varía entre 2084.25 y $5.57\text{pg}/\text{m}^3$. Se observó que la localidad de Xalostoc presenta la mayor concentración de Hg, seguida por Tlalnepantla y Merced, mientras que en Pedregal se encuentran las concentraciones más bajas. Sin embargo, no existe una tendencia en las concentraciones de Hg, durante el tiempo de estudio.

2 INTRODUCCIÓN

La contaminación en la atmósfera se puede definir como aquellos materiales o sustancias que se encuentran en concentraciones anómalas en ella y que pueden provocar un efecto adverso a los seres vivos. Dichos materiales o sustancias pueden ser de origen antropogénico o natural (Martí, 2007; Spellman, 2009).

Las fuentes antropogénicas que principalmente contribuyen a la contaminación en el ambiente atmosférico son: el tráfico vehicular y la actividad industrial; mientras que las fuentes naturales son: emisiones de una erupción volcánica o de un incendio forestal natural, sal de espuma del mar, granos de polen e inclusive la arena desplazada de una zona desértica (Alonso, 2010; Lezama & Graizbord, 2012).

En la última década, la contaminación en la atmósfera, frecuentemente es reportada en términos del contenido de metales en material particulado (PM, de las siglas en inglés Particulate matter). Estas partículas se encuentran en suspensión en el ambiente atmosférico en estado sólido o líquido y su composición química es diversa (Morales, 2006; Kelly & Fussell, 2012).

Se ha demostrado que las partículas que más afectan la salud son las que se encuentran en la fracción respirable; diámetro menor a $10\mu\text{m}$ (PM_{10}) y menores de $2.5\mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$) tienen consecuencias más graves (Sbarato et al., 2007).

De los metales presentes en el medio ambiente, el Hg es un elemento potencialmente tóxico que tiene efectos adversos a la salud, dependiendo su estado de oxidación (INECC & UNAM, 2014; Zhang et al., 2015).

En el ambiente atmosférico, el Hg generalmente se encuentra en tres formas: mercurio elemental gaseoso (Hg^0 ; GEM, por sus siglas en inglés), mercurio gaseoso oxidado (Hg II ; RGM, por sus siglas en inglés) y mercurio particulado (PHg) presentando diferentes propiedades físicas y químicas (Kim et al., 2012).

El GEM es la forma predominante en el ambiente atmosférico, que consta de más de 95% del mercurio atmosférico total (TAM, por sus siglas en inglés). Asimismo, el GEM tiene un tiempo de residencia generalmente largo, que puede variar desde los 0.5 hasta 2 años, esto se debe a su alta volatilidad e insolubilidad en el agua. Sin embargo, Hg II y PHg son más importantes con respecto a deposición y eliminación del ambiente atmosférico (Schroeder & Munthe, 1998; Ebinghaus et al., 2002; Liu et al., 2010; Kim et al., 2012).

Existen escasos estudios relacionados con las mediciones de los niveles de Hg atmosférico en forma de GEM, RGM y/o PHg en zonas urbanas, como es el caso de la ZMCM.

El objetivo de este estudio es conocer las concentraciones de Hg contenido en PM_{10} dentro de la ZMCM, durante el período de enero de 2004- enero 2014.

3 ANTECEDENTES

Desde hace al menos 3000 años, las propiedades físicas y químicas del Hg han sido aprovechadas en actividades industriales y con fines medicinales. Una aplicación muy importante desde tiempos de la colonia en América, es su uso en la industria minera en el proceso de amalgamación para la extracción de oro (Au) y plata (Ag). Sin embargo, en la actualidad se usa principalmente en industrias eléctricas, plantas de cloro-álcali y amalgamas dentales (Rubinos, 2008).

En el caso específico de México, el principal uso que se le ha dado al Hg es en la industria minera, siderúrgica y la producción de cloro (Martín-Doimeadios, 2000; Ramírez, 2004).

Sin embargo, el interés en el Hg no solamente radica en su importancia económica derivada de sus aplicaciones industriales, sino que también representa una preocupación mundial, debido al creciente impacto negativo en el medio ambiente. Es por eso que a partir de los años 90 ha sido la base de numerosos estudios científicos relacionados a la cuantificación del Hg como contaminante (Kim & Kim, 2001; Castellanos et al., 2002; Liu et al., 2002; Yarto et al., 2004).

Además, se propusieron convenios internacionales en donde se plasmaba la preocupación sobre el riesgo de este elemento como contaminante global. El objetivo de estos convenios internacionales fue el de reducir los usos comerciales tanto a nivel internacional como en México (INE, 2001).

No obstante, existen diferentes trabajos que reportan la presencia de Hg en concentraciones anómalas en numerosos sitios de la Tierra.

Los principales trabajos de contaminación por Hg están relacionados con distintas matrices ambientales como: aguas naturales, suelos, sedimentos, el PM en aire e inclusive la biota (Herruzo et al., 2010; Hernández-Silva et al., 2012). Por ejemplo:

El trabajo de Luo et al. (2014), reporta las concentraciones de Hg en muestras de agua y suelos forestales en el noreste y el sur de China. Los resultados muestran que la concentración de Hg en el suelo superficial fue generalmente más alta en el sur de China que en el noreste. Por el contrario, la concentración de Hg en agua corriente fue mayor en el noreste de China que en el sur.

Soares et al. (2015), presenta un estudio de la retención y oxidación del Hg^0 en suelos tropicales, en el sureste de Brasil. Afirma que la retención del Hg^0 en suelos tropicales, depende del tipo de suelo y sus características. Asegura que un horizonte A de casi todos los suelos, absorbe más que un horizonte B, esto se debe a que la materia orgánica juega un papel importante en la absorción del Hg.

Sin embargo, la manera más frecuente de reportar la calidad ambiental atmosférica en zonas urbanas en términos de metales es en PM. Diversas investigaciones colaboran con dicha afirmación.

Gao et al., (2002), presentan la caracterización de elementos traza asociados al PM atmosférico, menor a 2.5μ , en la ciudad de Nueva York.

Yatkin & Bayram, (2007), reportan las concentraciones de PM de las fracciones $\text{PM}_{2.5}$ y PM_{10} , en sitios suburbanos y urbanos de Turquía. Además, realizó la determinación de la composición elemental en el PM (Al, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr, V, y Zn) utilizando el ICP-OES.

Machado et al., (2008), presentan los niveles de cuatro elementos traza en PM_{10} , considerando sitios de emisión y dispersión durante épocas de sequía y lluvia. Los resultados indican que las concentraciones de PM_{10} son 2 veces más altas en las zonas de emisión que en las zonas de dispersión en ambas épocas climatológicas.

Con respecto a estudios relacionados con los niveles de Hg en el ambiente atmosférico de la ZMCM, se encuentra escasa información. Por ejemplo:

De la Rosa et al. (2006) presentan el impacto en rellenos sanitarios como media del aumento mercurio total gaseoso, reportan concentraciones hasta de 1110 ng.m⁻³.

4 MARCO TEÓRICO

4.1.1 Propiedades químicas del Hg

El Hg es un elemento químico cuyo número atómico es 80, en la tabla periódica se ubica en el grupo IIB como elemento de transición (con un orbital parcialmente lleno de electrones). Los minerales donde está contenido son principalmente, el cinabrio (HgS) y otros como metacinabrio (Hg [S, Se]), calomel (HgCl) y montroidita (HgO) (Ramírez, 2004).

El Hg es un metal pesado que, dependiendo de la forma química en la que se presente y de su concentración, puede provocar daños adversos a la salud de los seres vivos. En condiciones atmosféricas (temperatura y presión) es el único metal que se presenta en forma líquida. Con respecto a su densidad, es 13.45 veces más denso que el agua y no cumple ninguna función fisiológica para los seres vivos (Jiménez, 2001; Fernández Cuesta, 2010). En la Tabla 1 se muestran las propiedades físicas y químicas del Hg.

Tabla 1. Propiedades físicas y químicas del Hg. Fuente: Nabi, 2014.

Nombre	Mercurio
Símbolo	Hg
Número atómico	80
Masa Atómica	200.59 UMA
Densidad	13.456 g/m ³
Punto de fusión	-38.83 °C
Punto de ebullición	356.73 °C

Sin embargo, el Hg se presenta en el medio ambiente de diversas formas químicas, por ejemplo:

- Mercurio elemental (Hg^0) también conocido como el mercurio metálico.
- En compuestos inorgánicos o sales como: óxido de mercurio (HgO), sulfuro de mercurio (HgS) y cloruro de mercurio (HgCl_2).
- En compuestos orgánicos. Entre los más importantes, destaca el metilmercurio (CH_3Hg) y dimetilmercurio ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$).

En el ambiente atmosférico, el Hg se presenta principalmente como la forma elemental en fase vapor (Hg^0) y constituye el 95% del Hg presente en la atmósfera. Sin embargo, también se encuentra en sus dos estados de oxidación: Hg (I) y Hg (II) (Ramírez, 2004).

4.1.2 Fuentes de contaminación de Hg

La contaminación por Hg en el ambiente proviene tanto de fuentes naturales, como de fuentes antropogénicas. Las fuentes naturales más importantes de Hg, son a través de los gases volcánicos o por erosión de las rocas. Mientras que las fuentes antropogénicas de Hg son principalmente de la minería y actividades industriales como: la industria papelera, industria para la elaboración de tubos fluorescentes y ciertos aparatos eléctricos, industria de acabado de superficies, industria farmacéutica, etc. Otras fuentes de menor aporte son el combustible fósil, carbón, petróleo, la odontología, actividades domésticas (Yarto et al., 2004).

Las fuentes antes mencionadas, aportan ya sean por emisiones o derrames, Hg a los diferentes compartimentos ambientales, sin embargo, la principal vía de exposición de Hg a los seres vivos, es mediante estas emisiones o descargas que por bioacumulación y biodisponibilidad se encuentran en la cadena alimenticia. Se ha reportado que las personas que frecuentemente consumen pescado, son las que más tienen Hg en el organismo (Myers et al., 2000; Eckley et al., 2008; OMS, 2013).

Con respecto al aporte del Hg en el medio ambiente, las fuentes naturales aportan al ciclo global del Hg unas 50 000 toneladas de metal por año. Cantidad muy superior a la de las fuentes antropogénicas como: minería, metalurgia e

industria, que aportan unas 6 000 toneladas/año, incluida la utilización de combustibles fósiles (Academia Nacional de Medicina, 2003; Yarto et al., 2004).

4.1.3 Ciclo biogeoquímico del Hg

El Hg está sujeto en el medio ambiente a un ciclo biogeoquímico complejo, en el cual, el Hg es liberado al medio ambiente, a partir de fuentes y procesos naturales, sin embargo, también se ve influido por las actividades antropogénicas (Ebinghaus et al., 1999).

El Hg liberado al medio ambiente, sufre transformaciones oxidativas, como consecuencia de reacción con ozono y otros compuestos que se encuentran en el ambiente atmosférico, transformándose en los iones Hg^{2+} , Hg_2^{2+} (RGM). (Higuera et al., 2010).

Los procesos de deposición seca y deposición húmeda, transportan al Hg a la biosfera y en particular al RGM, donde es susceptible de transformaciones diversas. Por ejemplo: el Hg puede combinarse con el azufre del suelo y formar compuestos como el cinabrio o metacinabrio; o transformarse en complejos orgánicos con grupos metil (Morell & Hernández, 2000; Higuera et al., 2010).

Sin embargo, el Hg en compuestos orgánicos, presenta una alta solubilidad, incorporándose al medio acuático fácilmente. El Hg metilado, puede llegar a ser asimilado por los organismos y acumularse en los órganos, causando efectos negativos (Morell & Hernández, 2000).

4.2 Material particulado atmosférico

Se define como material particulado, PM, al conjunto de partículas presentes en suspensión en el ambiente atmosférico que se encuentran en estado líquido o sólido. Los principales componentes del PM son: metales, iones, agua, compuestos orgánicos, esporas, virus y bacterias. Con respecto a su tamaño, tiene un amplio rango de distribución que varía desde $>0.001\mu\text{m}$ hasta $100\mu\text{m}$ de diámetro aerodinámico (Kelly & Fussell, 2012). En la Figura 1, se puede observar la representación esquemática de la comparación del tamaño de $\text{PM}_{2.5}$ y PM_{10} , con el tamaño de un cabello humano.

De acuerdo con Morales (2006), el PM participa en procesos físicos, químicos atmosféricos y meteorológicos, dependiendo a sus características físicas y químicas. Estos procesos se pueden llevar a cabo, a escala global, regional, local, y urbana. Dentro de los procesos más importantes que involucran al PM son: la formación de nubes y la formación de pantallas aéreas que modifican la reflexión de la radiación solar.

En los últimos años el PM ha sido un tema de interés en numerosas investigaciones, ya que de acuerdo a sus características y los contaminantes que contiene, representa un impacto negativo para los seres vivos, especialmente las partículas ultrafinas. Se ha demostrado que las partículas que más afectan la salud son aquellas que constituyen la fracción respirable como partículas con un diámetro equivalente o menor de $10\mu\text{m}$ (PM_{10}) (Morales, 2006).

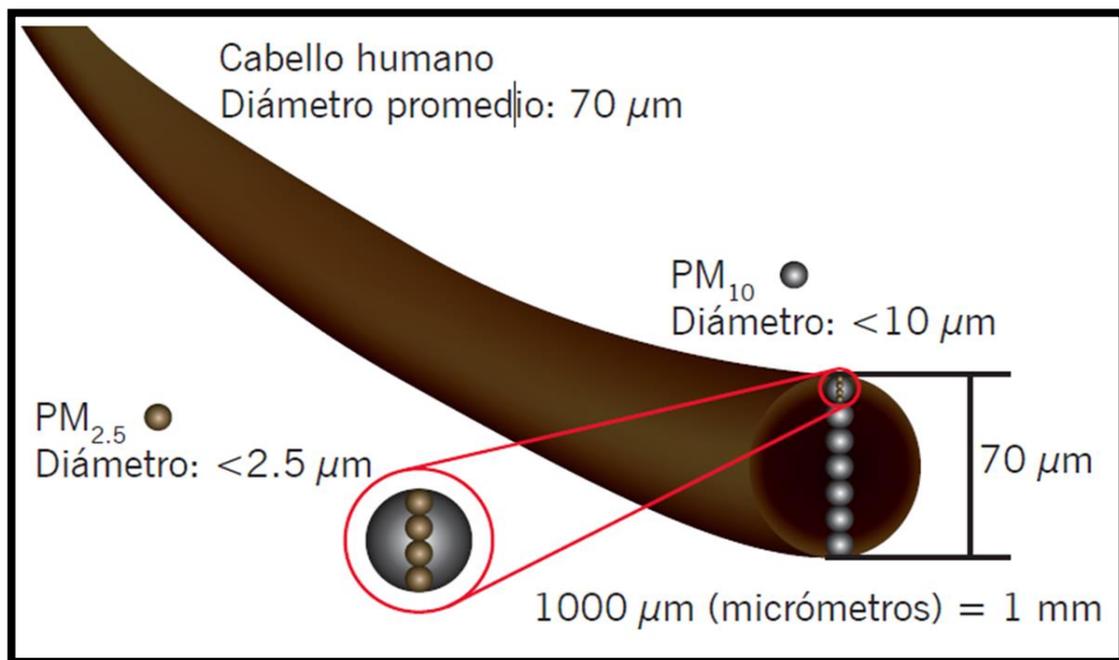


Figura 1. Representación esquemática de la comparación del PM con un cabello. Tomada de: www.aire.df.gob.mx

Las partículas de diámetro \leq de $5\mu\text{m}$ son filtradas por la laringe, las del intervalo comprendido entre 5 y $0.5\mu\text{m}$ son interceptadas por los cilios de los bronquios y bronquiólos. Por consiguiente, partículas de menor tamaño representan un peligro para la salud, ya que al ingresar a los alvéolos pulmonares pueden generar agentes que se combinen con las macromoléculas nucleófilas, desencadenando procesos de degradación celular, cómo el enfisema y cáncer (Ibáñez, 2004; Sbarato et al., 2007; Castells, 2012).

4.2.1 Fuentes de origen del material particulado atmosférico

El PM es emitido al ambiente atmosférico por diferentes fuentes de origen, ya sea natural o antropogénico.

Las fuentes de origen natural del PM incluyen los restos vegetales, polen, esporas, partículas provenientes de erupciones volcánicas y procesos geotérmicos, y en menor cantidad, microorganismos como virus, bacterias, hongos, protozoos (García Lozada, 2006).

Con respecto a las fuentes de origen antropogénico, principalmente son: actividades industriales, mineras, domésticas, procesos de incineración, y tráfico vehicular (Kelly & Fussell, 2012).

4.3 Técnicas analíticas aplicadas para la determinación de Hg

La cuantificación de elementos en concentraciones traza requiere de un método analítico altamente sensible y preciso. Con respecto al Hg, las técnicas analíticas que se utilizan frecuentemente para su determinación son los siguientes:

4.3.1 Espectrometría por Absorción Atómica

La espectrometría de absorción atómica (AA) (Figura 2) es una técnica analítica sencilla y de bajo costo en comparación con otras técnicas analíticas. Esta técnica monoelemental presenta límites de detección en el intervalo de μgL^{-1} (ppb) para el Hg.

El fundamento de la espectrometría de AA, consiste en medir la cantidad de radiación de una fuente que es absorbida por los átomos (Christian, 2009). Al igual que otras técnicas analíticas espectrométricas, en la AA es necesario llevar la muestra a un estado de vapor atómico. Este proceso, conocido como atomización, consiste en volatilizar la muestra y descomponerla en sus átomos y iones gaseosos (Skoog et al., 2001).

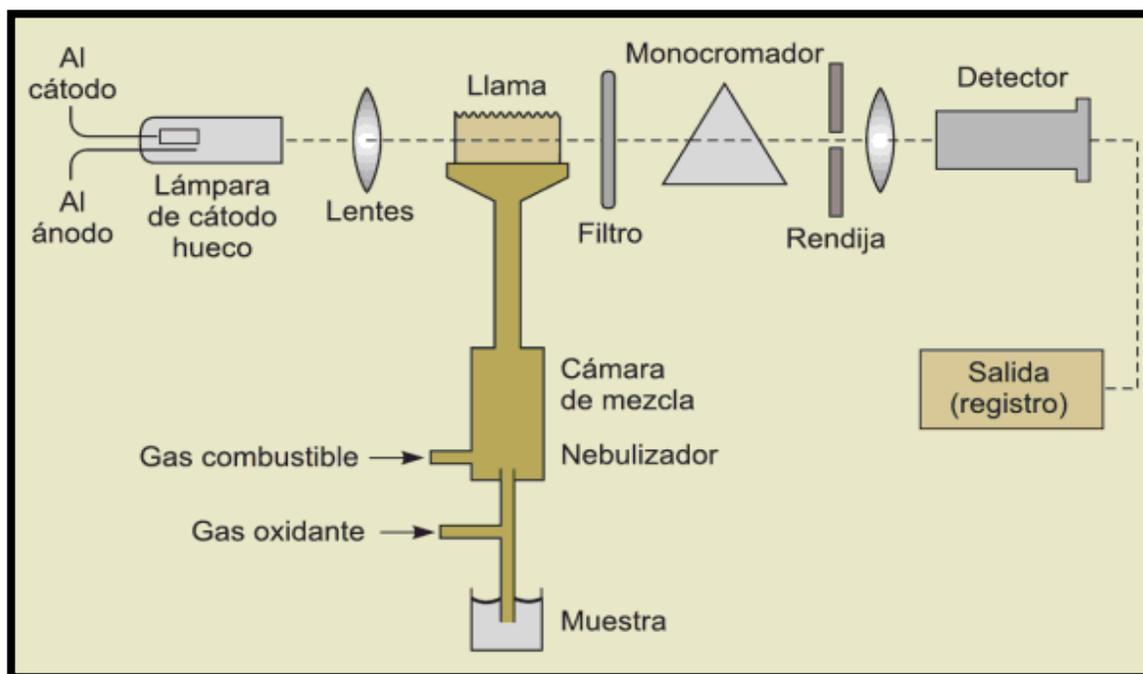


Figura 2. Esquema del principio de espectrometría de absorción atómica (AA) (León & Rodríguez, 2007).

La radiación del elemento de interés, cuya fuente de luz es una lámpara de cátodo hueco (la cual, emite una luz con una longitud de onda que es característica del elemento a analizar), se dirige a través de la flama que contiene el vapor atómico. La solución del analito se nebuliza por medio de un atomizador en finas gotas y se lleva a la flama. El disolvente de las gotas se evapora de inmediato y las partículas de sal se descomponen en átomos, iones y electrones. Los átomos de la muestra absorberán la radiación que emita el mismo átomo en la lámpara de cátodo hueco, con la que se atenúa la energía de la fuente (Skoog et al., 2001).

4.3.2 Espectrometría de absorción atómica en vapor frío

La técnica de vapor de frío es un método de atomización aplicable sólo a la determinación de Hg, ya que es el único elemento metálico que tiene una presión de vapor considerable a temperatura ambiente. El método para esta determinación es la vaporización en frío seguida de absorción atómica. La muestra es sometida a un tratamiento que consiste en una mezcla de ácidos (nítrico y sulfúrico) la cual oxida todas las formas de Hg a Hg^{2+} . Posteriormente, se utiliza cloruro de estaño para reducir el Hg^{2+} al elemento Hg^0 , el cual es arrastrado hacia la celda de observación del espectrómetro de AA mediante un flujo de gas inerte. Finalmente, se mide la absorbancia a 253.7nm (Skoog et al., 2008).

4.3.3 Analizador Directo de Mercurio

El Analizador Directo de Mercurio (DMA, por sus siglas en inglés Direct Mercury Analyzer) (Figura 3) es un instrumento analítico que permite determinar las concentraciones de Hg sin necesidad de someter la muestra a una digestión u otro tratamiento químico.

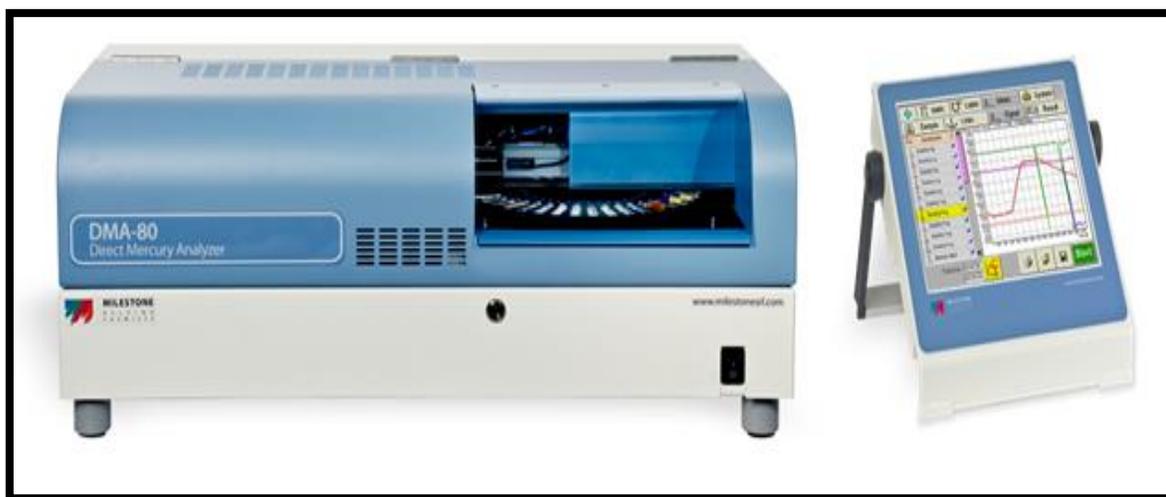


Figura 3. Analizador directo de mercurio, DMA-80. Tomada de: <http://www.unicam.pt/?product=dma-80>

Este método analítico, se basa en la cuantificación de Hg contenido en una muestra, mediante un proceso espectrofotométrico.

Para determinar las concentraciones de Hg, el instrumento analítico emplea diferentes etapas, como la descomposición térmica, amalgamación y determinación espectrofotométrica (MILESTONE, 2015). En la Figura 4, se puede observar la representación esquemática del principio operativo del DMA.

Una alícuota representativa de la muestra se coloca en el porta muestras y es sometida a etapas de calentamiento controlado que incluye la descomposición térmica en una cámara de cuarzo, enriquecida de oxígeno. El Hg y otros productos de combustión se liberan de la muestra y pasan por un catalizador que tiene como propósito eliminar otros compuestos que interfieren.

El oxígeno conduce estos productos hacia un amalgamador de Au donde el Hg se atrapa selectivamente. El amalgamador se calienta para liberar el Hg y una vez liberado se conduce al espectrofotómetro donde se mide cuantitativamente por AA a una longitud de onda de 253.7nm.

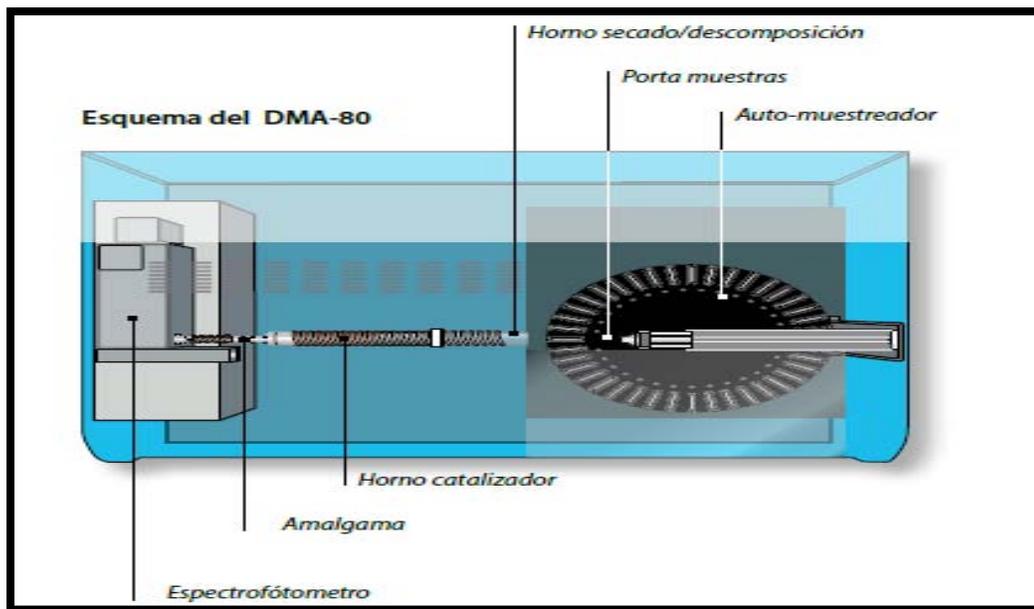


Figura 4. Representación esquemática del principio operativo del DMA (MILESTONE, 2015).

4.3.4 Espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado inductivamente

La técnica de Espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado inductivamente conocido como ICP-MS (por sus siglas en inglés), se desarrolló a principios de los años 80 y se puede considerar como la técnica de referencia en el análisis de elementos traza, debido a su alto grado de selectividad y sensibilidad (Barros et al., 2009).

El ICP-MS se caracteriza por su capacidad de realizar análisis multielemental simultáneo y presenta límites bajos de detección (1-10 pg/mL), los cuales son más bajos que los de otras técnicas analíticas más convencionales, como fluorescencia de rayos X, espectrometría de emisión, AA, entre otros (Barros et al., 2009; Otero, 2009).

Esta técnica analítica conjuga los siguientes principios básicos: ionización atómica en el plasma, filtrado, selección y detección de los iones generados en el plasma.

La selección y detección de masas se lleva a cabo con base a la relación masa/carga (m/z).

4.3.4.1 Componentes del ICP-MS

De acuerdo con Batsala et al., (2012), los principales componentes del equipo ICP-MS se muestran esquemáticamente en la Figura 5 y son los siguientes:

- Sistema de Introducción
- Fuente de plasma acoplado inductivamente (ICP)
- Interfase
- Óptica iónica
- Cuadrupolo
- Detector

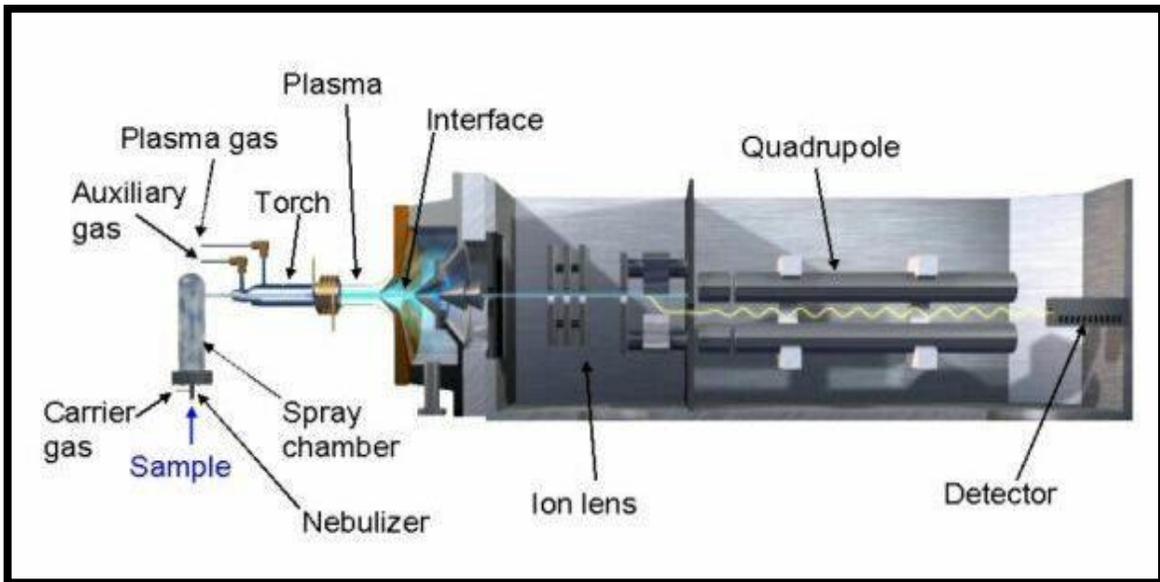


Figura 5. Esquema general de los componentes del equipo ICP-MS. Tomada de: https://www.uam.es/personal_pas/txrf/icpms.html

Sistema de Introducción: La muestra en forma acuosa es introducida mediante una bomba peristáltica hacia el interior del nebulizador, donde se convierte en un aerosol. Este aerosol se transporta a la cámara de nebulización y en ésta, las gotas de mayor tamaño se condensan en una barrera y se drenan al tubo de desechos, mientras que las gotas de menor tamaño son arrastradas directamente a la antorcha de cuarzo y al plasma mismo.

Fuente de plasma acoplado inductivamente (ICP): El plasma alcanza temperaturas de 7000 - 10000°K aproximadamente, se genera por una descarga de electrodos en un gas (generalmente argón) soportado sobre una antorcha de cuarzo a presión atmosférica y sujeto a una bobina de radiofrecuencia constante de 40.68 mhz.

La muestra introducida al plasma con el flujo de argón entra a la región de más alta temperatura en donde se volatiliza, se disocia, se excita y finalmente se ioniza.

Interfase: Consiste en dos conos metálicos (generalmente de níquel), un cono “sample” y un cono “skimmer”. La función de la interfase es extraer del plasma, la parte representativa de la muestra, reducir la formación de iones poliatómicos y proporcionar una señal más estable.

Óptica iónica: La fuente de iones producida en el plasma es enfocada hacia el filtro de masas a través de lentes electrostáticos. Estos lentes electrostáticos son placas metálicas cargadas potencialmente y permiten únicamente el paso de partículas cargadas positivamente.

Cuadrupolo: Es un sistema de separación de masas en forma de cuadrupolo magnético y consiste en discriminar los iones en relación con la masa/carga (m/z).

Detector: Finalmente, el detector se encarga de recibir una cantidad de iones que sale del cuadrupolo y la detecta como una señal eléctrica.

5 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El deterioro de la calidad del ambiente atmosférico constituyen en la actualidad una preocupación a nivel local, regional y global, asociado a las implicaciones negativas sobre la salud humana y ambiental (Alejandrina et al., 2012).

Según estimaciones de 2012, la contaminación atmosférica en las ciudades y zonas rurales de todo el mundo provoca cada año 3,7 millones de defunciones prematuras; esta mortalidad se debe a la exposición a pequeñas partículas de $10\mu\text{m}$, PM_{10} , o de menor tamaño, que pueden causar cardiopatías, neumopatías, cáncer e incluso reducir la esperanza de vida de la población media por un año o más (OMS, 2014).

Algunos autores sugieren que el origen del PM, su composición y mezclas de metales, podrían influir en los efectos biológicos y la toxicidad ligados a la presencia de metales tóxicos (Flores et al., 2015).

Como ya se ha mencionado, el Hg es un metal tóxico que se encuentra en el ambiente atmosférico en su forma particulada, representando menos del 10% del total de Hg en la atmósfera (Zhang et al., 2015).

El interés por desarrollar estudios del Hg como contaminante ambiental, ha sido motivado por al menos los siguientes hechos: su transporte de largo alcance y su persistencia en el medio ambiente, su habilidad para bioacumularse en las cadenas alimenticias y su significativo efecto negativo en los seres vivos y ecosistemas (UNEP, 2016).

De acuerdo con la OMS (2013), se considera al Hg, como uno de los contaminantes prioritarios que plantean especiales problemas a la salud pública.

Se cree que en México han aumentado las emisiones de Hg en el ambiente atmosférico; sin embargo, no se han llevado a cabo mediciones integrales de Hg en la atmósfera (Pilgrim et al., 2000).

6 JUSTIFICACIÓN

La ZMCM es considerada como una megaciudad con aumentos significativos en la población (aproximadamente 24 millones de personas) y áreas urbanizadas. Esta rápida expansión incontrolada ha llevado una mayor demanda de energía y transporte, a consecuencia de esto existe un aumento en emisiones de gases y PM que afecta la calidad del ambiente atmosférico y el clima (Molina & Molina, 2004; Molina *et al.*, 2007, 2010; Calderón *et al.*, 2015).

A pesar de las características que tiene la ZMCM, los trabajos en relación con los niveles de Hg son escasos.

La importancia de cuantificar y analizar las concentraciones de Hg como contaminante es: ampliar los conocimientos actuales sobre el Hg en el medio ambiente, además de promover los estudios futuros.

7 HIPÓTESIS

En la ZMCM se observarán cambios temporales y espaciales de las concentraciones de Hg contenido en PM_{10} durante el período de estudio.

8 OBJETIVOS

Objetivo general

Analizar las concentraciones de Hg contenido en PM_{10} durante el período de enero 2004- enero 2014, en cuatro sitios de muestreo: Xalostoc, Tlalnepantla, Merced y Pedregal, para conocer la tendencia espacial y temporal de Hg atmosférico en la ZMCM.

Objetivos particulares

1. Validar un procedimiento analítico (técnicas de preparación de muestras y determinación analítica por ICP-MS) para la determinación de Hg contenido en PM.
2. Realizar un análisis estadístico, correlación de Pearson, para observar si las concentraciones de Hg en la zona de estudio, están relacionadas con fuentes comunes de contaminación.
3. Comparar las concentraciones obtenidas de Hg atmosférico contenido en PM_{10} , con otras zonas urbanas.

9 ZONA DE ESTUDIO

La ZMCM está conformada por 16 delegaciones del D.F. y los sitios conurbados del Estado de México.

Este estudio se llevó a cabo en cuatro sitios ubicados dentro la ZMCM y son los siguientes: Xalostoc, Tlalnepantla, Merced y Pedregal (Figura 6).

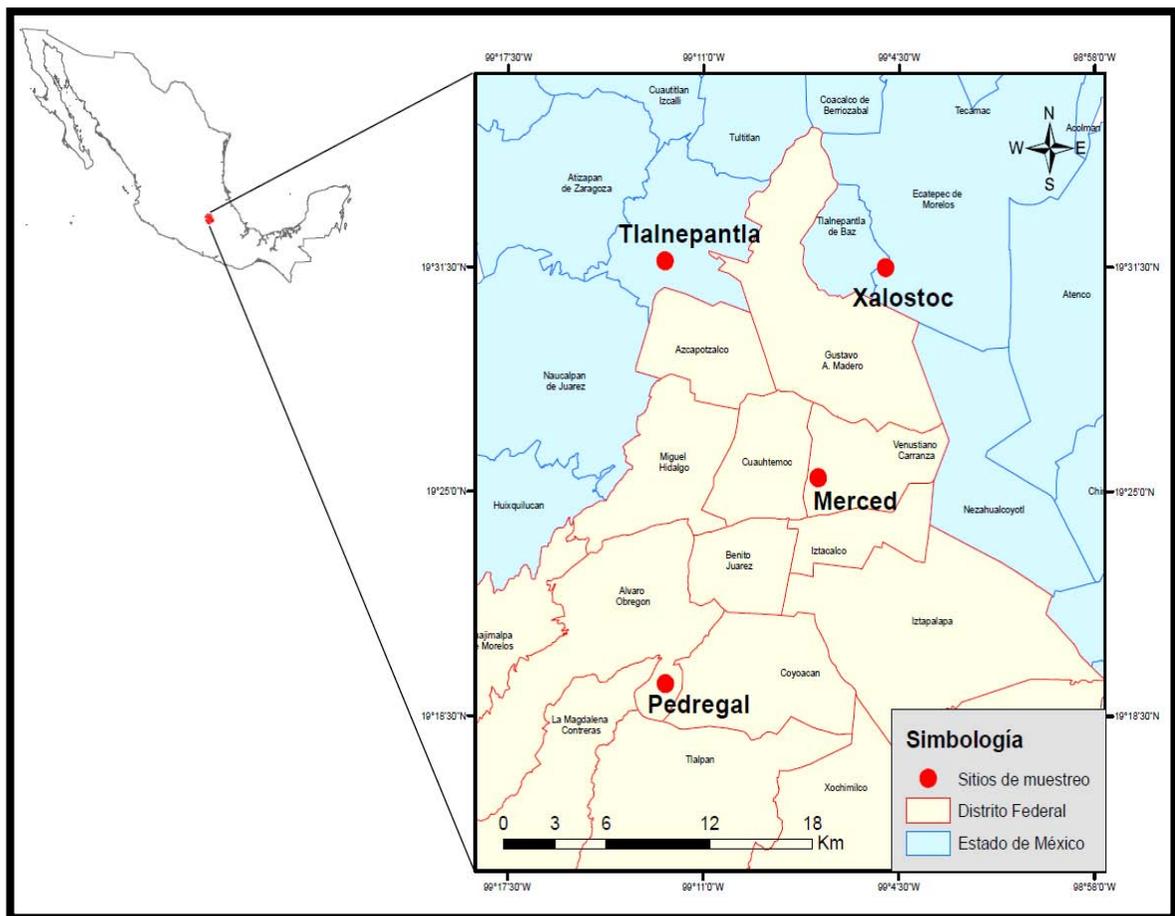
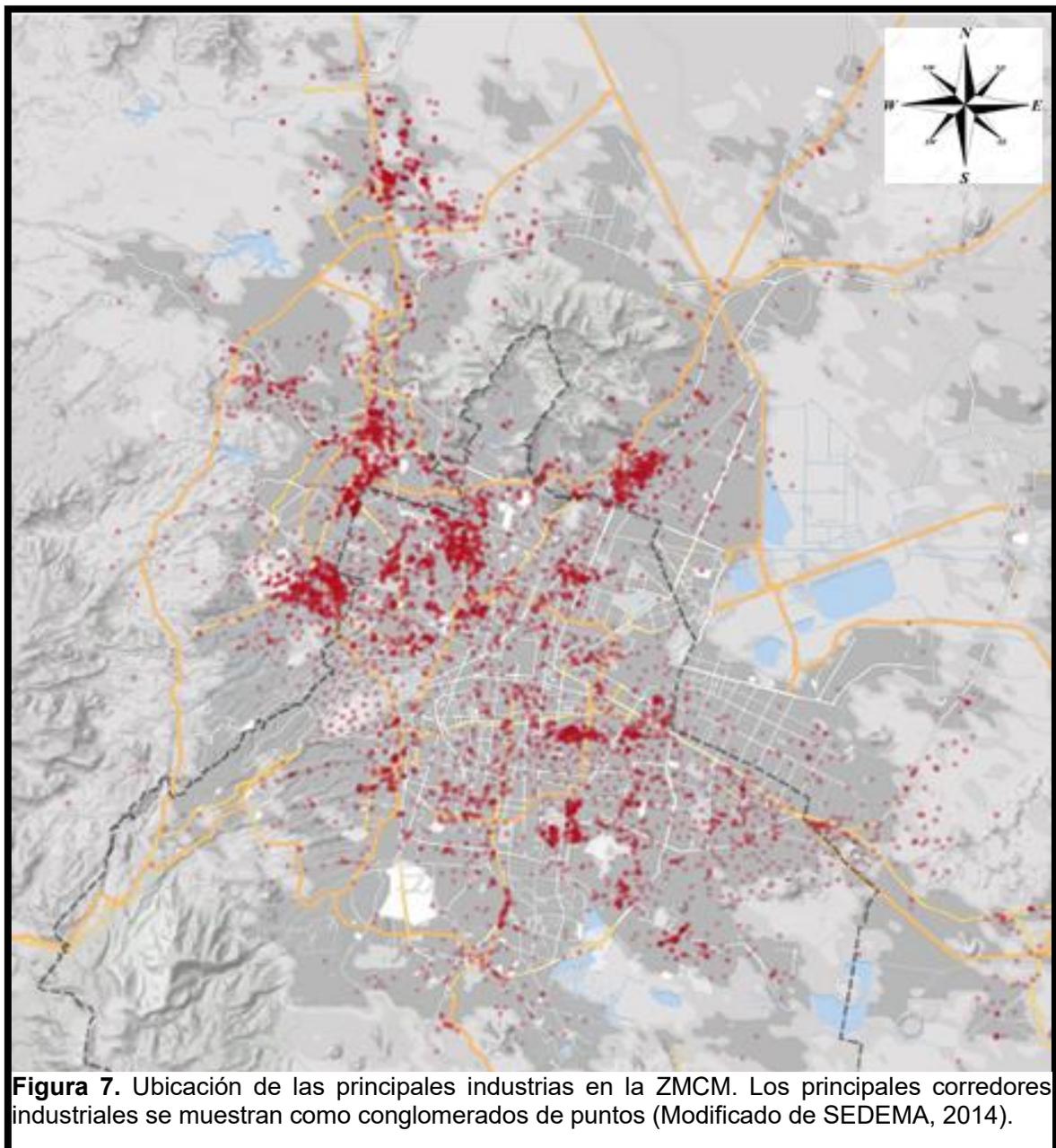


Figura 6. Localización de la zona de estudio.

En la ZMCM existen alrededor de 70 000 industrias, las cuales se concentran principalmente en los municipios de Naucalpan, Tlalnepantla, Cuautitlán y Ecatepec, y en las delegaciones Azcapotzalco, Gustavo A. Madero e Iztapalapa (Figura 7) (SEDEMA, 2014).

Como se puede observar en la Figura 6, Xalostoc y Tlalnepantla se localizan en el norte de la ZMCM, estas localidades se caracterizan principalmente por su intensa actividad industrial y su elevado tráfico vehicular. La localidad de Merced se ubica en el centro del D.F., esta zona es importante por la actividad comercial y de servicios que se lleva a cabo. La Merced al igual que en la parte norte posee un alto tráfico vehicular. Finalmente, el Pedregal, que se localiza en el sur del D.F., dentro de una zona boscosa y próxima a avenidas altamente transitadas.



10 METODOLOGÍA

Se describen los procedimientos realizados para la colecta de PM_{10} , así como la preparación de muestras y el análisis químico.

6.1 Obtención de filtros PM_{10}

Las muestras de PM_{10} consideradas en este estudio, fueron proporcionadas por la SEDEMA en 2014, como parte de un proyecto en colaboración con el Instituto de Geofísica (UNAM). Durante el período 2004-2014 se lleva a cabo la colecta del PM_{10} en cuatro sitios de muestreo dentro de la ZMCM que son: Xalostoc, Tlalnepantla, Merced y Pedregal.

De cada sitio de muestreo se colecta dos muestras de filtros de fibra de vidrio PM_{10} por año. En el Anexo I, se muestran los sitios y fechas de colecta de PM_{10} .

6.2 Preparación de muestras PM_{10}

El material particulado (PM_{10}) que se colecta, es sometido a un pretratamiento de digestión, asistido por un horno de microondas previo a su análisis químico.

Para esto, se toma una fracción equivalente a 1/16 del filtro original, se recorta en fracciones más pequeñas y se coloca en un vial (Figura 8), enseguida se agrega una combinación ácida de ocho mL de agua regia y dos mL HF, se deja en predigestión toda la noche.



Figura 8. Muestras contenidas en los viales.

La digestión ácida es asistida por un equipo de microondas marca MILESTONE® Mod. ETHOS ONE.

El programa de digestión que se aplica consiste en tres etapas: 1) 15 min de rampa de temperatura ambiente hasta 190 °C, 2) 15 min de calentamiento a 190°C y 3) etapa de enfriamiento. La potencia fue de 1500 W, esto permite el rápido calentamiento de los rotores, además de la correcta digestión de la matriz.

Las muestras se dejan enfriar a temperatura ambiente para poder liberar la presión del vial.

Posteriormente, se evapora la muestra a sequedad. Se agregan dos mL de HCl con sus respectivas evaporaciones (2 veces) hasta dejar aproximadamente un mL de la muestra.

Finalmente, las muestras se filtran (Figura 9) utilizando filtros de nitrocelulosa marca Millipore™ de 47mm de diámetro y 0.45 µm de tamaño de poro. Se afora a 50 mL con HNO₃ al 2%. Las muestras digeridas se conservan a 4°C en botellas de polipropileno para su posterior análisis en el ICP-MS.

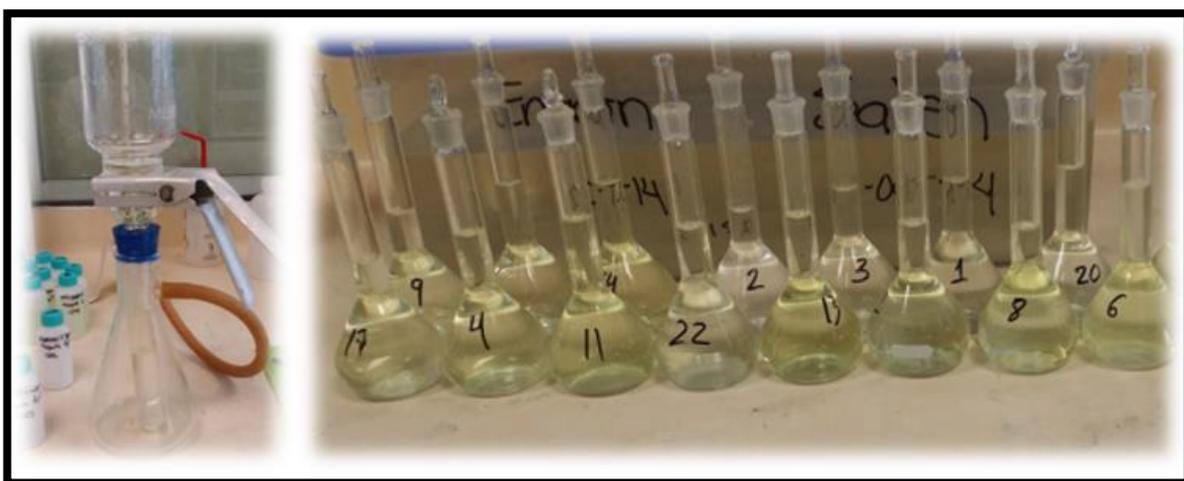


Figura 9. Muestras digeridas, filtradas y aforadas a 50 mL.

6.3 Análisis químico

Las muestras PM₁₀ fueron analizadas en el Instituto de Geofísica de la UNAM, en un espectrómetro ICP-MS, modelo iCAP Qc ® TM marca THERMO SCIENTIFIC (Figura 10).

Previo al análisis rutinario por ICP-MS, generalmente se realiza la optimización instrumental que permite ajustar los parámetros instrumentales óptimos de trabajo.

La curva de calibración se construye con 9 puntos de diferente concentración (0, 0.1, 0.15, 0.20, 0.25, 0.5, 0.75, 1, 2.5 ngmL⁻¹) que se preparan con un solución acuosa certificada de Hg de 10mg/L (High Purity Standards) con HNO₃ al 2%.



Figura 10. Equipo ICP-MS, en el Instituto de Geofísica, UNAM.

6.4 Control de calidad

La calidad analítica del método aplicado para la determinación de Hg, es evaluada en términos del porcentaje de recuperación de un material de referencia certificado (MRC). En este caso se utiliza el MRC 2709a San Joaquin Soil del NIST (National Institute of Standards and Technology). Simultáneamente por cada 10 muestras PM_{10} se analizan dos muestras de MRC y dos muestras blanco.

11 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presentan a continuación los resultados del método analítico obtenidos en este estudio, para la determinación de Hg atmosférico contenido en PM₁₀.

7.1 Resultados de la validación del método

Como ya se ha mencionado, la validación del método analítico se evalúa mediante los porcentajes de recuperación que se obtienen del MRC, en este caso MRC 2709a San Joaquin Soil.

El promedio del porcentaje de recuperación es de 92.87 (n=12) y desviación estándar es de 16.78.

7.2 Resultados de las concentraciones de Hg atmosférico contenido en PM₁₀ de la ZMCM

Se presentan en la Tabla 3 y en la Figura 11 los resultados obtenidos del análisis de Hg en las muestras PM₁₀, de los sitios de muestreo Xalostoc, Tlalnepantla, Merced durante el período 26 de enero 2004 a 05 de enero 2014 y en Pedregal en el período 26 de enero 2004 hasta 10 de enero de 2012. Correspondiendo dos muestras por año.

Se puede observar que el rango de concentración de Hg atmosférico en PM₁₀ varía entre 2084.25 y 5.57 pg/m³.

El sitio de muestreo en el que se reporta mayor concentración promedio de Hg es Xalostoc (465.83 pg/m³). Las concentraciones promedio de Hg en Tlalnepantla y Merced son de 400.91 pg/m³ y 375.25 pg/m³ Hg, respectivamente; mientras que el sitio de Pedregal tiene la concentración promedio más baja con 270.74 pg/m³.

Tabla 2. Resultados de las concentraciones de Hg contenido en muestras PM₁₀.

FECHA DE COLECTA	SITIO DE MUESTREO			
	Xalostoc Hg (pg/m ³)	Tlalnepantla Hg (pg/m ³)	Merced Hg (pg/m ³)	Pedregal Hg (pg/m ³)
26/01/2004	30.58	163.45	66.19	5.57
27/11/2004	295.37	112.87	212.9	30.81
02/01/2005	375.05	134.59	373.12	207.63
29/10/2005	75.57	606.78	340.61	180.89
05/01/2006	819.33	424.66	386.21	213.74
13/11/2006	262.13	142.13	89.04	53.72
06/01/2007	261.28	641.52	198.21	190.2
14/11/2007	534.77	607.56	1340.81	435.19
01/01/2008	1055.01	314.81	768.18	684.78
14/11/2008	2084.25	393.41	210.32	459.72
01/01/2009	624.21	1245.25	1005.8	562.21
09/11/2009	792.57	245.69	461.35	275.44
01/01/2010	385.16	914.16	448.57	533.59
04/11/2010	418.9	313.99	114.08	144.07
03/01/2011	209.35	74.92	62.42	173.52
29/11/2011	231.14	107.61	216.11	174.51
10/01/2012	530.27	499.07	219.85	276.94
17/11/2012	132.22	644.22	540.68	*
22/01/2013	279.43	364.69	436.8	*
30/11/2013	225.99	183.29	262.91	*
05/01/2014	159.74	219.51	126	*
PROMEDIO	465.83	400.91	375.25	270.74
MÁX.	2084.25	1245.25	1340.81	684.78
MÍN.	30.58	74.92	62.42	5.57

Nota: (*) Muestras no proporcionadas por la SEDEMA.

El promedio total de Hg contenido en PM₁₀ es de 382.74 pg/m³.

En la Figura 11 se presenta la comparación de las concentraciones reportadas en la Tabla 3.

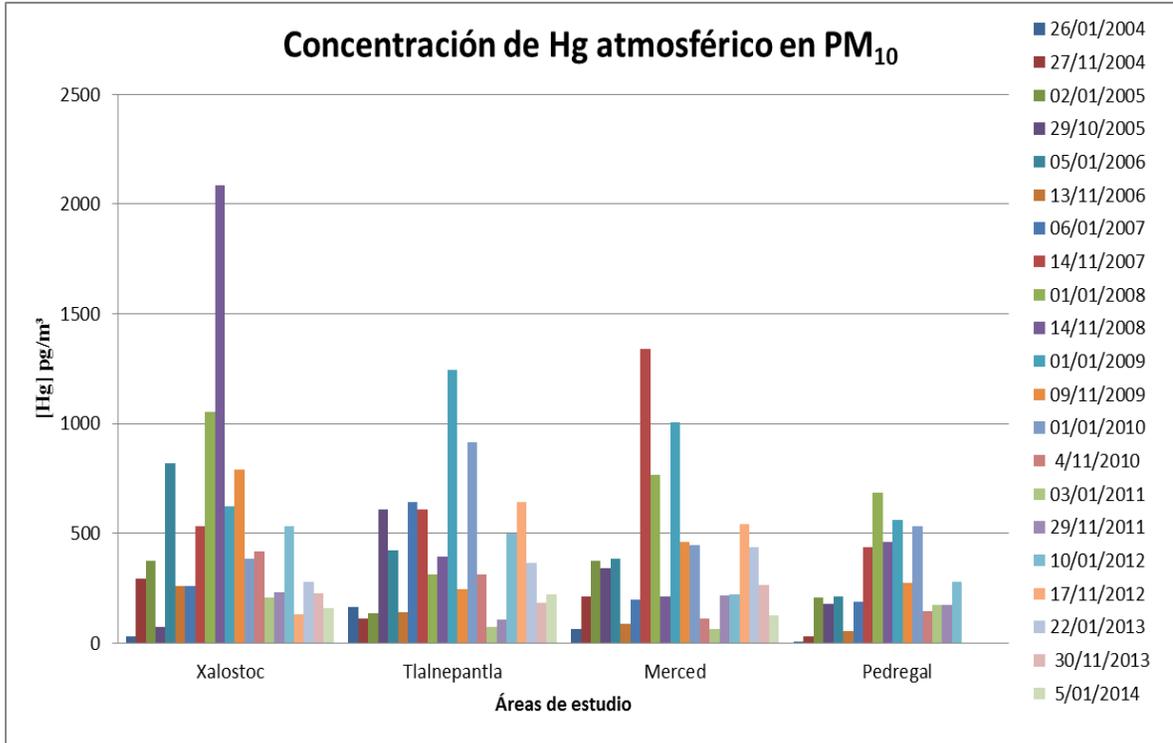


Figura 11. Gráfica de comparación de las concentraciones de Hg atmosférico contenido en PM₁₀ durante el período de estudio en los cuatro sitios de muestreo.

De la comparación de las concentraciones de Hg contenido en PM₁₀ no se observa ninguna correlación con las fechas de colecta (enero y octubre-noviembre). Sin embargo, al comparar los promedios de la concentración de Hg en PM₁₀ de cada sitio de muestreo (Tabla 3), se puede observar que las concentraciones más altas de Hg se encuentran en Xalostoc, seguida por Tlalnepantla y Merced, mientras que en Pedregal se encuentran las concentraciones más bajas.

De la información visual en la Figura 11 no se observa una tendencia en la concentración de Hg contenido en PM₁₀ a lo largo de los años estudiados

Las concentraciones de Hg más altas corresponden a los siguientes sitios de muestreo y fechas: Xalostoc (05 de enero 2006, 01 de enero 2008, 14 de noviembre 2008), Tlalnepantla (01 de enero 2009, 01 de enero 2010), Merced (14 de noviembre 2007, 01 de enero 2008 y 01 de enero 2009), Pedregal (01 de enero 2007, 2008 y 2009).

11.3 Resultados del análisis estadístico para obtener la correlación de Pearson

Con la intención de observar si las concentraciones de Hg en la zona de estudio están relacionadas con fuentes comunes de contaminación, se realiza un análisis estadístico de correlación de Pearson a los datos de la Tabla 3.

Para un número de 80 muestras en PM₁₀ analizadas se utiliza un coeficiente de correlación de $r > 0.183$ para una $p < 0.05$.

Tabla 3. Análisis estadístico, correlación de Pearson.

	Xalostoc	Tlalnepantla	Merced	Pedregal
Xalostoc	1			
Tlalnepantla	0.110	1		
Merced	0.199*	0.589*	1	
Pedregal	0.576*	0.610*	0.697*	1

Nota: (*) Corresponde a los valores de $r > 0.183$ significativamente positivo para el número de muestras analizadas.

Se puede observar que las localidades de Merced, Pedregal y de Tlalnepantla, presentan una correlación positiva entre ellas. De igual manera, se observa una correlación positiva entre las localidades de Merced, Pedregal y Xalostoc. Indicando posibles fuentes en común de contaminación. De acuerdo a información reportada de la SEDEMA 2014, la dirección predominante de los

vientos en la zona de estudio es de norte hacia el sur, lo cual, favorece esta correlación.

Nuevamente, la dirección predominante de los vientos (de norte hacia el sur, Figura 12) puede ser interpretada como la razón de no encontrarse una correlación positiva entre Xalostoc y Tlalnepantla.

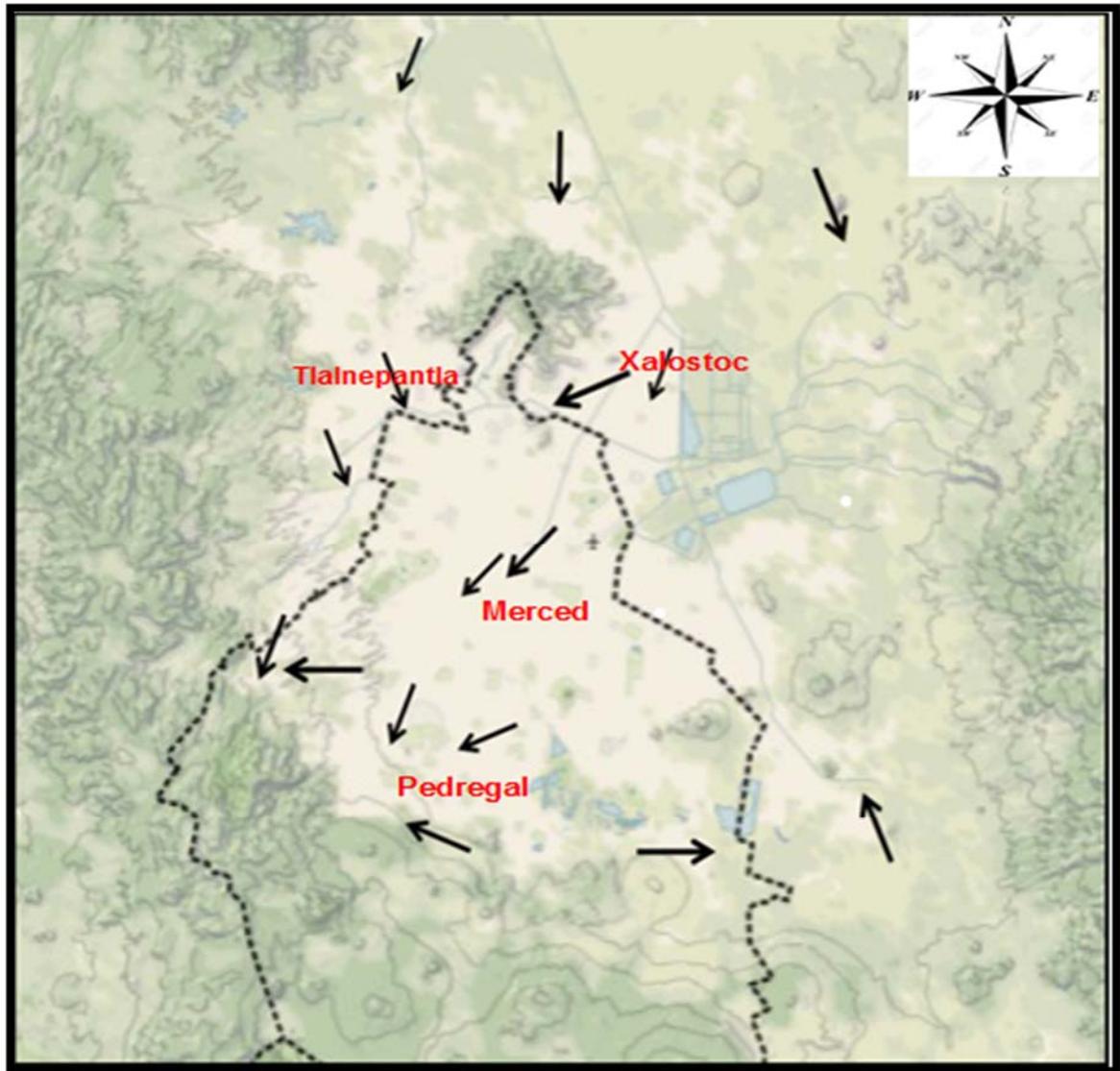


Figura 12. Patrones predominantes del viento en la ZMCM (Modificado de SEDEMA, 2014).

11.4 Comparación de Hg atmosférico contenido en PM₁₀ con otras zonas urbanas

La Tabla 5 presenta las concentraciones de Hg atmosférico contenido en PM₁₀ encontradas en este estudio, comparadas con las concentraciones reportadas en otras zonas urbanas en diferentes partes del mundo (Sakata & Marumoto, 2002; Tsai et al., 2003; Pyta et al., 2009).

Tabla 4. Comparación de Hg atmosférico contenido en PM₁₀ con otras zonas urbanas.

Ciudad/País	Año	[Hg] atmosférico en PM ₁₀	Referencias
Tokio, Japón	Abril 2000-Marzo 2001	98±51 pg/m ³ Promedio con desviación estándar	Sakamata & Marumoto, 2002
Tainan, Taiwán	Agosto y Diciembre 2000	2630±1570 pg/m ³ Promedio con desviación estándar	Tsai et al., 2003
Alta Silesia, Polonia	Octubre 2006-Junio 2007	116 pg/m ³ Promedio total	Pyta et al., 2009
ZMCM, México	Enero 2004-2014	382.74 pg/m³ Promedio total	Este estudio

Se puede observar que las concentraciones de Hg en PM₁₀ encontradas en este estudio son más altas que las encontradas en otras zonas urbanas reportadas por Pyta et al., 2009 (Alta Silesia, Polonia) y Sakamata & Marumoto, 2002 (Tokio, Japón). Sin embargo, las concentraciones de Hg reportadas por Tsai et al., 2003 en Tainan, Taiwán son más altas que el de este estudio.

Las concentraciones de Hg encontradas en muestras de PM₁₀ en Tainan y Tokio, reportadas por Tsai et al. (2003) y Sakamata & Marumoto (2002) respectivamente, pueden estar asociadas a la incineración de residuos sólidos urbanos que se lleva a cabo cerca de la zona de estudio.

12 CONCLUSIONES

El grado de contaminación de Hg en una zona urbana se puede evaluar en términos del contenido en PM.

La evaluación de los resultados aporta información muy importante respecto a la tendencia espacial y temporal. En relación con la tendencia espacial, los sitios con mayores niveles de Hg son: Xalostoc al registrar una concentración promedio de 465.23 pg/m^3 , le sigue Tlalnepantla y Merced con 400.91 pg/m^3 y 375.25 pg/m^3 respectivamente, mientras que el sitio con menor concentración promedio de Hg, es Pedregal con 270.74 pg/m^3 .

Con respecto a la tendencia temporal, se puede observar que durante el período de estudio (enero 2004-enero 2014), no existe dicha tendencia en las concentraciones de Hg.

El estudio, además, permite reconocer que Xalostoc y Tlalnepantla presumiblemente son distintas fuentes de contaminación, mientras que, las posibles fuentes en común de contaminación se observan entre las localidades de Merced, Pedregal y Tlalnepantla y las localidades de Merced, Pedregal y Xalostoc.

La evaluación de los resultados permite comparar los niveles de Hg contenido en PM_{10} con otras zonas urbanas en diferentes partes del mundo. Se observa que el promedio total de las concentraciones de Hg de este estudio es de 382.74 pg/m^3 , concentración más alta que las encontradas en Tokio (98 pg/m^3) y Alta Silesia (116 pg/m^3), mientras que comparada con Tainan (2630 pg/m^3) es más baja. A este respecto, las concentraciones de Hg en PM_{10} encontradas en este estudio son del rango que las reportadas para otras zonas urbanas del mundo.

Los resultados obtenidos en este trabajo referente a la concentración de Hg en el medio ambiente atmosférico de la zona de estudio generan información muy valiosa en términos de calidad ambiental.

Otra aportación muy importante es el establecimiento de un procedimiento analítico validado para la determinación de Hg que podrá usarse rutinariamente en estudios posteriores.

13 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Academia Nacional de Medicina, (2003). **Seminario Internacional sobre clínica del mercurio. Memorias.** Antioquia, Colombia. 06/07/15 Vía internet:
[http://www.anmdecolombia.net/medicinacompletas/MEDICINA%20vol%2026%20\(65\)%20Junio%202004.pdf](http://www.anmdecolombia.net/medicinacompletas/MEDICINA%20vol%2026%20(65)%20Junio%202004.pdf)
2. Alejandrina, G. P., Anselmo, G. F. I., Benjamín, S. G., Pilar, F. H., María, G. M. R., Carlos, B. Y. J. & Senén, D. A. J. (2012). **Contaminación atmosférica.** Editorial UNED.
3. Alonso, J. A. (2010). **El planeta Tierra en peligro (calentamiento global, cambio climático, soluciones).** Editorial Club Universitario.
4. Barros, H., Castro de Esparza, M. L., Wong Nonato, M., & Mori, V. (2009). **Espectrometría de masas con plasma inductivamente acoplado. In Metodologías analíticas para la determinación y especiación de arsénico en aguas y suelos** (pp. 113-138). CYTED.
5. Batsala, M., Chandu, B., Sakala, B., Nama, S., & Domatoti, S. (2012). **Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS).** Int J Res Pharm Chem, 2(3), 671-680.
6. Calderón-Garcidueñas, L., Kulesza, R. J., Doty, R. L., D'Angiulli, A., & Torres-Jardón, R. (2015). **Megacities air pollution problems: Mexico City Metropolitan Area critical issues on the central nervous system pediatric impact.** Environmental research, 137, 157-169.
7. Castellanos, P. R., del Carmen, M., & Moreno, V. (2002). **Avances en calidad ambiental (Vol. 27).** Universidad de Salamanca.
8. Castells, X. E. (2012). **Tratamiento y valorización energética de residuos.** Ediciones Díaz de Santos.
9. Christian, G. D. (2009). **Química analítica.** McGraw-Hill Interamericana.
10. De la Rosa, D. A., Velasco, A., Rosas, A., & Volke-Sepulveda, T. (2006). **Total gaseous mercury and volatile organic compounds measurements at five municipal solid waste disposal sites**

- surrounding the Mexico City Metropolitan Area. *Atmospheric Environment*, 40(12), 2079-2088.
11. Ebinghaus, R., Tripathi, R. M., Wallschläger, D., & Lindberg, S. E. (1999). **Natural and anthropogenic mercury sources and their impact on the air-surface exchange of mercury on regional and global scales (pp. 3-50)**. Springer Berlin Heidelberg.
 12. Ebinghaus, R., Kock, H.H., Coggins, A.M., Spain, T.G., Jennings, S.G., Temme, C., 2002. **Long-term measurements of atmospheric mercury at Mace Head, Irish West Coast between 1995 and 2001**. *Atmospheric Environment* 36, 5267e5276.
 13. Eckley, C. S., Branfireun, B., Diamond, M., Van Metre, P. C., & Heitmuller, F. (2008). **Atmospheric mercury accumulation and washoff processes on impervious urban surfaces**. *Atmospheric Environment*, 42(32), 7429-7438.
 14. Fernández Cuesta, L. M. (2010). **El timerosal en la práctica pediátrica**. *Pediatría Atención Primaria*, 12(48), 673-683.
 15. Flores-Rangel, R. M., Rodríguez-Espinosa, P. F., de Oca-Valero, J. M., Mugica-Álvarez, V., Ortiz-Romero-Vargas, M. E., Navarrete-López, M. & Morales-García, S. S. (2015). **Temporal variation of PM10 and metal concentrations in Tampico, Mexico**. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 8(4), 367-378.
 16. García Lozada, H. M. (2006). **Evaluación del riesgo por emisiones de partículas en fuentes estacionarias de combustión**. Estudio de caso: Bogotá.
 17. Gao, Y., Nelson, E. D., Field, M. P., Ding, Q., Li, H., Sherrell, R. M. & Eisenreich, S. J. (2002). **Characterization of atmospheric trace elements on PM 2.5 particulate matter over the New York–New Jersey harbor estuary**. *Atmospheric Environment*, 36(6), 1077-1086.
 18. Hernández-Silva, G., García-Martínez, R., Solís-Valdez, S., Martínez-Trinidad, S., Mercado-Sotelo, I., Ramírez-Islas, M. & Solorio-Munguía, G. (2012). **Presencia del Hg total en una relación suelo-planta-atmósfera**

- al sur de la Sierra Gorda de Querétaro, México. TIP.** Revista especializada en ciencias químico-biológicas, 15(1), 05-15.
19. Herruzo, F. G., Rubio, A. G., Lahoz, C. G., Alonso, C. V., & Maroto, J. M. R. (2010). **El mercurio: situación actual, problemas y soluciones.** Ingeniería química, (480), 84-91.
 20. Higuera, P., Esbrí, J. M., Oyarzun, R., Lorenzo, S., Llanos, W., Martínez-Coronado, A. & García Noguero, E. M. (2010). **Mercurio en Almadén: desde su origen hasta su incorporación al medio ambiente. Nuevos retos en la prospección e investigación de los recursos minerales.** Universidad de Oviedo, Oviedo, 273-325.
 21. Ibáñez, C. A. (2004). **Los sistemas terrestres y sus implicaciones medioambientales.** Ministerio de Educación.
 22. INE (Instituto Nacional de Ecología-Semarnat) 2001. **Inventario preliminar de emisiones de mercurio en México.** INE, México.
 23. INECC & UNAM, (2014). **Monitoreo de Mercurio atmosférico y deposición húmeda en SISAL, Yucatán, México.** 17/04/15. Disponible vía internet: <http://www.inecc.gob.mx/estudios>
 24. Jiménez, B. E. (2001). **La contaminación ambiental en México.** Editorial Limusa.
 25. Kelly, F. J., & Fussell, J. C. (2012). **Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter.** Atmospheric environment, 60, 504-526.
 26. Kim, K. H., & Kim, M. Y. (2001). **The temporal distribution characteristics of total gaseous mercury at an urban monitoring site in Seoul during 1999–2000.** Atmospheric Environment, 35(25), 4253-4263.
 27. Kim, P. R., Han, Y. J., Holsen, T. M., & Yi, S. M. (2012). **Atmospheric particulate mercury: Concentrations and size distributions.** Atmospheric Environment, 61, 94-102.
 28. León, M. I. C., & Rodríguez, M. P. (2007). **Mineralogía aplicada: salud y medio ambiente.** Editorial Paraninfo.

29. Lezama, J. L., & Graizbord, B. (2012). **Los grandes problemas de México. Medio ambiente. T-IV**. El Colegio de Mexico AC.
30. Liu, B., Keeler, G. J., Dvonch, J. T., Barres, J. A., Lynam, M. M., Marsik, F. J., & Morgan, J. T. (2010). **Urban–rural differences in atmospheric mercury speciation**. *Atmospheric Environment*, 44(16), 2013-2023.
31. Liu, S., Nadim, F., Perkins, C., Carley, R. J., Hoag, G. E., Lin, Y., & Chen, L. (2002). **Atmospheric mercury monitoring survey in Beijing, China**. *Chemosphere*, 48(1), 97-107.
32. Luo, Y., Duan, L., Wang, L., Xu, G., Wang, S., & Hao, J. (2014). **Mercury concentrations in forest soils and stream waters in northeast and south China**. *Science of The Total Environment*, 496, 714-720.
33. Machado, A., García, N., García, C., Acosta, L., Córdova, A., Linares, M. & Velásquez, H. (2008). **Contaminación por metales (Pb, Zn, Ni y Cr) en aire, sedimentos viales y suelo en una zona de alto tráfico vehicular**. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 24(4), 171-182.
34. Martí, M. A. C. (2007). **Principios de Ecotoxicología: diagnóstico, tratamiento y gestión del medio ambiente**. Editorial Tebar.
35. Martín-Doimeadios, R. D. C. R. (2000). **Aportaciones al conocimiento del estado medioambiental de hidrosistemas de interés internacional situados en Castilla-La Mancha (No. 105)**. Univ de Castilla La Mancha.
36. MILESTONE, (2015). **Gomensoro Instrumentación Científica**. Disponible vía internet: <http://www.gomensoro.net/geoquimica/3-dma-80-analisis-directo-de-mercurio-en-5-minutos-sin-preparacion-de-muestra>
37. Molina, L. T., Kolb, C. E., Foy, B. D., 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*, 7(10), 2447-2473.
38. Molina, L. T., Madronich, S., Gaffney, J. S., Apel, E., Foy, B. D., Fast, J., & Zavala, M. (2010). **An overview of the MILAGRO 2006 Campaign:**

- Mexico City emissions and their transport and transformation.** Atmospheric Chemistry and Physics, 10(18), 8697-8760.
39. Molina, M. J., & Molina, L. T. (2004). **Megacities and atmospheric pollution.** Journal of the Air & Waste Management Association, 54(6), 644-680.
40. Morales, R. G. (2006). **Contaminación atmosférica urbana: Episodios críticos de contaminación ambiental en la ciudad de Santiago.** Editorial Universitaria. ISO 690
41. Morell, I., & Hernández, F. (2000). **El agua en Castellón: un reto para el siglo XXI.** Publications de la Universitat Jaume I.
42. Myers, G. J., Davidson, P. W., Cox, C., Shamlaye, C., Cernichiari, E., & Clarkson, T. W. (2000). **Twenty-seven years studying the human neurotoxicity of methylmercury exposure.** Environmental Research, 83(3), 275-285.
43. Nabi, S. (2014). **Toxic Effects of Mercury.** Springer.
44. OMS (2013). **Mercury and health.** Disponible vía internet: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs361/en/>
45. OMS (2014). **Calidad del aire (exterior) y salud.** Disponible vía internet: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/es/>
46. Otero Romani, J. (2009). **Desarrollo de nuevos métodos de extracción en fase sólida para la preconcentración de metales traza en el agua de mar: evaluación de un soporte de C-18 y de polímeros de impronta iónica. Aplicación al estudio de la Ría de Arousa.** Univ Santiago de Compostela.
47. Pilgrim, W., Schroeder, W., Porcella, D. B., Santos-Burgoa, C., Montgomery, S., Hamilton, A., & Trip, L. (2000). **Developing consensus: mercury science and policy in the NAFTA countries (Canada, the United States and Mexico).** Science of the total environment, 261(1), 185-193.

48. Pyta, H., Rosik-Dulewska, C., & Czaplicka, M. (2009). **Speciation of ambient mercury in the Upper Silesia region, Poland. Water, air, and soil pollution**, 197(1-4), 233-240.
49. Ramírez, M. A. Y., García, A. G., & Díaz, J. C. (2004). **Gaceta ecológica**, (72), 21-34.
50. Rubinos, D. A. (2008). **Utilización de lodos rojos de bauxita en la contención e inactivación de residuos tóxicos y peligrosos (Doctoral dissertation, PhD thesis dissertation**. University of Santiago de Compostela).
51. Sakata, M., & Marumoto, K. (2002). **Formation of atmospheric particulate mercury in the Tokyo metropolitan area. Atmospheric Environment**, 36(2), 239-246.
52. Sbarato, D., Sbarato, V. M., Ortega, J. E., & Informáticos, R. (2007). **Predicción y Evaluación de Impactos ambientales sobre la atmósfera. CISA Centro de Investigación y Formación en Salud Ambiental**. Colección Salud Ambiental. Encuentro Grupo Editor, 153.
53. Schroeder, W.H., Munthe, J., 1998. **Atmospheric mercury overview**. Atmospheric Environment 32, 809e822.
54. SEDEMA (2014). **Calidad del aire en la ciudad de México. Informe 2014**. Disponible vía internet: <http://www.aire.df.gob.mx/>
55. Skoog, D., Crouch, S., & Holler, F. J. (2008). **Principios de análisis instrumental**. Cengage Learning.
56. Skoog, D. A., West, D. M., Holler, F. J., Crouch, S. R. (2001). **Química analítica**. Editorial Mc Graw Hill, Séptima Edición.
57. Soares, L. C., Egreja Filho, F. B., Linhares, L. A., Windmoller, C. C., & Yoshida, M. I. (2015). **Accumulation and oxidation of elemental mercury in tropical soils. Chemosphere**, 134, 181-191.
58. Spellman, F. R. (2009). **The science of environmental pollution**. CRC Press.

59. Tsai, Y. I., Kuo, S. C., & Lin, Y. H. (2003). **Temporal characteristics of inhalable mercury and arsenic aerosols in the urban atmosphere in southern Taiwan.** Atmospheric Environment, 37(24), 3401-3411.
60. United Nations Environment Programme, 2016. **Sustancias dañinas. Mercurio.** 06/04/2016 Disponible vía internet:
<http://www.unep.org/spanish/chemicalsandwaste/Mercurio/Mercurio/tabid/4416/Default.aspx>
61. Yarto, M., Gavilán, A., & Castro, J. (2004). **La contaminación por mercurio en México.** Gaceta Ecológica, (72), 21-34.
62. Yatkin, S., & Bayram, A. (2007). **Elemental composition and sources of particulate matter in the ambient air of a Metropolitan City.** Atmospheric Research, 85(1), 126-139.
63. Zhang, Y., Liu, R., Wang, Y., Cui, X., & Qi, J. (2015). **Change characteristic of atmospheric particulate mercury during dust weather of spring in Qingdao, China.** Atmospheric Environment, 102, 376-383.

14 ANEXO

Anexo I. Relación de los filtros PM₁₀ obtenidos.

Año	Estación	Fecha
2004	Merced	26 de enero y 27 de noviembre
	Xalostoc	
	Tlalnepantla	
	Pedregal	
2005	Merced	02 de enero y 29 de octubre
	Xalostoc	
	Tlalnepantla	
	Pedregal	
2006	Merced	05 de enero y 13 de noviembre
	Xalostoc	
	Tlalnepantla	
	Pedregal	
2007	Merced	06 de enero y 14 de noviembre
	Xalostoc	
	Tlalnepantla	
	Pedregal	
2008	Merced	01 de enero y 14 de noviembre
	Xalostoc	
	Tlalnepantla	
	Pedregal	
2009	Merced	01 de enero y 09 de noviembre
	Xalostoc	
	Tlalnepantla	
	Pedregal	
2010	Merced	01 de enero y 04 de noviembre
	Xalostoc	
	Tlalnepantla	
	Pedregal	
2011	Merced	09 de enero y 29 de noviembre
	Xalostoc	
	Tlalnepantla	
	Pedregal	

2012	Merced	10 de enero
	Xalostoc	
	Tlalnepantla	
	Pedregal	
	Merced	17 de noviembre
	Xalostoc	
	Tlalnepantla	
	Pedregal	*
2013	Merced	22 de enero
	Xalostoc	
	Tlalnepantla	
	Pedregal	*
	Merced	30 de noviembre
	Xalostoc	
	Tlalnepantla	
	Pedregal	*
2014	Merced	5 de enero
	Xalostoc	
	Tlalnepantla	
	Pedregal	*

Nota: (*) Muestras no proporcionadas por la SEDEMA