



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

CARRERA DE BIOLOGÍA

Determinación de mercurio en material vegetal: comparación de
una zona urbana con una zona minera

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

PRESENTA:

Jesús Enrique Vargas Cedillo

Director de Tesis: Dra. Ofelia Morton Bermea

Instituto de Geofísica, UNAM

Asesor interno: M. en C. Germán Calva Vásquez



Ciudad de México, México

Septiembre, 2016



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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 mí amada Universidad Nacional Autónoma de México, por brindarme la oportunidad de desarrollarme profesionalmente y sobre todo por hacer de mí un mejor ser humano

A la Dra. Ofelia Morton Bermea, por brindarme todo su apoyo, su paciencia, su tiempo, por compartirme sus conocimientos y sobre todo por ayudarme en mi desarrollo profesional.

A la M. en C. Elizabeth Hernández Álvarez, por su apoyo incondicional, por brindarme sus conocimientos y su amistad y por confiar en mí.

Al M. en C. Germán Calva Vásquez, por inspirar en mí la convicción de proteger y conservar el ambiente desde mi formación como biólogo, agradezco también su disposición y su apoyo incondicional en esta última etapa de mi formación.

Al M. en C. Rodrigo Garza Galindo Flores, por su apoyo y por brindarme sus valiosos conocimientos y sobre todo por su amistad. En la vida pocas veces he tenido la fortuna de conocer personas como tú.

A la I. Q. Sara L. Ordoñez Godínez por su amistad y por su apoyo al compartirme sus conocimientos en laboratorio y en el desarrollo de este trabajo.

A Isabel Macias Flores por su apoyo en el laboratorio y por siempre alentarnos con su entusiasmo.

A los sinodales:

Biól. Maricela Arteaga Mejía

Biól. Aida Zapata Cruz

M. en C. Jorge Antonio Valdivia Anistro

Por el tiempo que me brindaron al revisar este trabajo y por compartirme su experiencia y conocimientos para mejorar este trabajo.

Al Instituto de Geofísica por la beca de tesista otorgada.

DEDICATORIA

A mi abuelito Enrique:

Mi amado Roble, hoy te quiero honrar con mi trabajo y mi esfuerzo, espero que te sientas orgulloso allá en donde te encuentres.

Aunque tus hojas se marchitaron en el invierno, siempre vivirás en todo lo que me rodea; en el canto de las aves, en la caricia del sol y en el murmullo del viento.

A mis papás:

Mamá y papá, sé que no fue un camino fácil, que muchas veces parecía que no lo lograría, pero ustedes siempre confiaron plenamente en mí, no bastaría una vida para pagarles todo su amor y su apoyo, gracias por ser mis padres y también mis maestros, los amo.

A mi tía Patricia:

Tía Pato, has sido un pilar en mi vida, sin tu amor y tu apoyo seguramente no habría llegado hasta aquí, ten la certeza de que yo estaré siempre para ti como tú has estado para mí.

A mi abuelita Lucia:

Abuelita estaré eternamente agradecido por todo tu amor y por confiar siempre en mí, por cuidarme como a un hijo, sencillamente eres la mejor.

A Lu:

Amor estaré eternamente agradecido contigo, por tu amor y tu apoyo incondicional en todos los aspectos, por impulsarme siempre a seguir adelante y a superarme no solo profesionalmente, sino también como ser humano, te admiro como mujer y también como persona, soy muy afortunado de tener a una mujer como tú a mi lado.

A la familia Salinas Larios:

En el mundo hay pocas personas con un corazón tan noble como el suyo, soy muy afortunado de haberlos conocido a cada uno de ustedes, siempre estaré agradecido con ustedes por abrirme las puertas de su hogar y por brindarme todo su apoyo y cariño, pero sobre todo por acogerme como un miembro de su familia.

A Rodri y Dani:

Hermanos muchas gracias por su amor y por su apoyo, gracias por ser mis amigos, mis confidentes y mis cómplices, soy muy afortunado de haber crecido con unos compañeros tan excepcionales como ustedes.

A mi amigo Jesús:

Es cierto que los amigos son la familia que elegimos y a ti amigo te considero más que un amigo un hermano, gracias porque aunque el mundo se esté yendo al carajo, siempre me ayudas a olvidarlo.

A Pepe:

Gracias por todo tu apoyo, por tu amistad y sobre todo por ser un gran maestro, tus consejos han sido muy valiosos; definitivamente no sería el mismo si no fuera por tu guía.

A Sr. José y Sra. Norma

Muchas gracias por brindarme su apoyo, por darme la oportunidad y la confianza de trabajar con ustedes.

A mis amigos de la carrera:

Eric, Karen, Liz e Iván, muchas gracias, por su amistad y por todos los momentos tan geniales que compartimos en la carrera y aun después, espero que nuestra amistad perdure para siempre.

A todos mis amigos del laboratorio:

A la Dra. Ofelia, Liz, Sara, Rodrie, Isa, Florecita, Adri, Anahí, Leslie, gracias por su amistad y entusiasmo, soy muy afortunado de haber conocido a personas como ustedes y es un honor haber formado parte de ese gran equipo de trabajo.

¡GRACIAS, GRACIAS, GRACIAS!

ÍNDICE

RESUMEN	1
1 INTRODUCCIÓN	2
2 MARCO TEORICO	6
2.1 Propiedades químicas del Hg	6
2.2 Fuentes de emisión de Hg	6
2.3 Ciclo biogeoquímico del Hg.....	7
2.4 Biomonitores	9
3 ANTECEDENTES.....	11
3.1 Estudios previos respecto al Hg en zonas urbanas y mineras	11
3.2 Técnicas analíticas para la determinación de Hg	12
3.2.1 Analizador directo de mercurio.....	13
3.2.2 Espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente .	14
4 JUSTIFICACION.....	17
5 HIPÓTESIS.....	17
6 OBJETIVO GENERAL	17
6.1 Objetivos Particulares	17
7 ZONAS DE ESTUDIO CONSIDERADAS EN ESTA INVESTIGACIÓN.....	18
7.1 Zona urbana: Ciudad de México	18
7.2 Zona minera Cedral, SLP	19
8 METODOLOGÍA	20
8.1 Toma de muestras a analizar	20
8.2 Pretratamiento de muestras	21
8.2.1 Secado y molienda	21
8.2.2 Digestión ácida	22
8.3 Análisis químico	24

8.4	Control de calidad	25
9	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
9.1	Determinación del control de calidad del método analítico utilizado ...	25
9.2	Resultados de las concentraciones de Hg contenido en <i>F. benjamina</i> de la zona urbana (Ciudad de México)	26
9.3	Resultados de las concentraciones de Hg contenidas en <i>P. juliflora</i> de la zona minera, Cedral, SLP	29
9.4	Comparación de las concentraciones de Hg contenidas en los biomonitores <i>F. benjamina</i> de la Ciudad de México y <i>P. juliflora</i> de la zona minera de Cedral, SLP, con otros estudios.....	31
9.4.1	Comparación de las concentraciones de Hg en <i>F. benjamina</i> encontradas en la zona urbana, Ciudad de México con otras áreas urbanas del mundo	31
9.5	Comparación de las concentraciones de Hg en <i>P. juliflora</i> encontradas en la zona minera de Cedral, SLP con otras zonas mineras del mundo.....	33
10	CONCLUSIONES.....	34
11	BIBLIOGRAFÍA.....	36

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Propiedades físicas y químicas del Hg.	6
Tabla 2 Concentraciones de Hg de las muestras colectadas en la zona urbana, Ciudad de México.....	27
Tabla 3 Concentraciones de Hg de las muestras de la zona minera Cedral SLP.	30
Tabla 4 Comparación de las concentraciones de Hg contenidas en los biomonitores <i>F. benjamina</i> de la Ciudad de México y <i>P. juliflora</i> de la zona minera de Cedral, SLP, con otros estudios.	32

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Ciclo biogeoquímico del Hg.....	8
Figura 2 Analizador Directo de Mercurio (DMA 80).....	13
Figura 3 Componentes del DMA	14
Figura 4 Componentes del ICP-MS.....	15
Figura 5 Molino eléctrico	21
Figura 6 Balanza analítica	22
Figura 7 Predigestión de las muestras	22
Figura 8 Horno de microondas Ethos One	23
Figura 9 ICP-MS iCAP Q.....	24
Figura 10 Puntos de colecta de las muestras de <i>F. benjamina</i> en la Ciudad de México.....	26
Figura 11 Puntos de colecta de <i>P. juliflora</i> en el municipio de Cedral, SLP.....	29

RESUMEN

El mercurio (Hg) es un metal pesado, considerado como un contaminante tóxico importante a nivel mundial, debido a sus características de transporte y permanencia prolongada en la atmósfera (Assessment, 2013). El Hg es emitido al ambiente de manera natural por diversas fuentes. Sin embargo, diversas actividades antropogénicas, han contribuido de manera importante al aumento de Hg en el medio ambiente. En México existen escasos estudios sobre los niveles de Hg en zonas urbanas y zonas mineras, que pueden verse impactadas por las emisiones de Hg producidas por actividades antropogénicas. El objetivo de este trabajo fue determinar las concentraciones de Hg en el medio ambiente de una zona urbana (Ciudad de México) y de una zona minera (Cedral, San Luis Potosí), utilizando plantas como biomonitores. Se colectaron 25 muestras más un testigo de la especie *Ficus benjamina* en la Ciudad de México y 8 muestras más un testigo de la especie *Prosopis juliflora* en la localidad de Cedral, San Luis Potosí. La determinación del contenido de Hg en las hojas de las plantas, se llevó a cabo por la técnica de espectrometría de masas por plasma acoplado inductivamente (ICP-MS, por sus siglas en inglés). Los resultados de este trabajo mostraron que, la concentración promedio de Hg en las muestras de *F. benjamina* es de $35.74 \mu\text{g Kg}^{-1}$ y de $814.43 \mu\text{g Kg}^{-1}$ en las muestras de *P. juliflora*. Por otro lado se encontró que las concentraciones de las muestras testigo de *F. benjamina* y *P. juliflora* fueron de 19.15 y $39.2 \mu\text{g Kg}^{-1}$, respectivamente. De acuerdo a los resultados observados, es muy probable que las concentraciones de Hg encontradas en ambos biomonitores, se deban a procesos de deposición del Hg en la zona urbana y en la zona minera. Por último, al comparar las concentraciones de Hg de la Ciudad de México y de Cedral, SLP, con otras zonas urbanas y mineras, se encontró que las concentraciones de Hg reportados en este estudio están por debajo y dentro del rango de concentración de otras partes del mundo.

1 INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica es un tema de gran importancia, ya que implica un riesgo para la salud humana y el medio ambiente. Entre los diversos contaminantes presentes en la atmósfera, los metales pesados provocan gran impacto ambiental (Dong *et al.*, 2011; Yang *et al.*, 2011; Qing *et al.*, 2015).

La importancia de los metales como contaminantes se debe a que en ciertos rangos de concentración pueden considerarse como tóxicos, aunado a su capacidad de bioacumulación y persistencia (DeForest *et al.*, 2007). De acuerdo con Sánchez (2005) y Dore *et al.* (2014), entre los más problemáticos se encuentra el mercurio (Hg), cadmio (Cd), plomo (Pb) y arsénico (As).

En los últimos años, la presencia de metales en el medio ambiente ha aumentado, derivado de fuentes naturales y fuentes antropogénicas. Como fuentes naturales importantes se consideran, las erupciones volcánicas, así como la meteorización de rocas y minerales (Alloway, 1975; Blaser *et al.*, 2000).

Dentro de las fuentes antropogénicas que tienen mayor impacto sobre el incremento de metales en el medio ambiente están: el tráfico vehicular, la industria, el comercio, las actividades agropecuarias y las actividades domésticas (Chen *et al.*, 2013; Wei *et al.*, 2014). La intensidad de estas actividades ha aumentado desde el comienzo de la revolución industrial y con ello, el nivel de metales presentes en el medio ambiente (Nriagu, 1979).

No obstante, uno de los metales pesados que se ha considerado como uno de los contaminantes más importantes a nivel mundial, es el Hg, debido a que causa efectos adversos sobre la salud humana y el medio ambiente (Wang *et al.*, 2014).

Como ya se había mencionado, la contaminación por Hg al igual que otros metales puede provenir de fuentes naturales o antropogénicas. Sin embargo, se considera que las actividades antropogénicas tienen un mayor impacto sobre el medio ambiente.

La presencia de fuentes naturales y antropogénicas puede contribuir al aumento de los niveles de Hg en el ambiente de los lugares en que están

dichas fuentes. Por tal motivo zonas urbanas, industriales o mineras, pueden presentar altos niveles de contaminación por Hg, lo que implica un riesgo para sus habitantes y el medio ambiente de dichos sitios. Numerosos estudios han mostrado que las zonas urbanizadas suelen tener concentraciones importantes de Hg en el ambiente, debido a la presencia de industria, generación de energía y tráfico vehicular, además de otras actividades (Gabriel *et al.*, 2005; Deonarine *et al.*, 2015; Lynam *et al.*, 2016).

Una de las urbes más grandes del mundo, es la Ciudad de México, en ella se desarrollan diversas actividades antropogénicas que pueden liberar Hg al medio ambiente, mientras que la información respecto a los niveles de Hg sobre la Ciudad de México es escasa (Rutter *et al.*, 2009).

De la Rosa *et al.* (2004), evaluó los niveles de Hg elemental gaseoso en la Ciudad de México y observó una gran variabilidad en las concentraciones de este, lo cual interpreto como producto del aporte de diversas fuentes antropogénicas de Hg. Además, indico que era necesario llevar a cabo mediciones más precisas respecto a los niveles de Hg que existían en la Ciudad de México.

De acuerdo con Rutter *et al.* (2009), entre las potenciales fuentes que contribuyen al aumento de los niveles de Hg en la Ciudad de México se encuentran: la industria, el tráfico vehicular y posiblemente las emisiones del volcán Popocatépetl.

A pesar de que las zonas urbanas pueden presentar niveles considerables de Hg, debido a la intensidad de las actividades antropogénicas realizadas en estas zonas, los sitios con actividades de minería presentan elevadas concentraciones de Hg, que pueden repercutir en la salud de sus habitantes y medio ambiente. De acuerdo con Lico *et al.* (2004), en los últimos años la industria minera ha sido una fuente importante de contribución a la concentración de Hg en el medio ambiente.

La contaminación por Hg en zonas mineras, puede estar asociada a la extracción del mismo; sin embargo, la minería de Au y Ag, han causado un impacto importante en el medio ambiente, ya que por lo general la extracción

de estos elementos implica procesos de amalgamación con Hg (Hilson *et al.*, 2007).

Uno de los grandes problemas asociados a la extracción de Au y Ag, son los residuos generados por el proceso de amalgamación, conocidos como “jales”. De acuerdo con Kim *et al.*, (2004), estos jales contienen altas concentraciones de Hg que pueden transportarse a diferentes compartimentos ambientales (aire, agua, suelo, plantas y animales).

México cuenta con una extensa historia minera, en la que algunas regiones del país, destacaron por la extracción de metales de gran interés económico como el Au y Ag. No obstante, la minería para la extracción de Hg también ha sido importante en nuestro país desde 1891 (Yarto, 2004). Por mencionar algunos de los estados más importantes respecto a la minería son: Guerrero, Tabasco, Durango, Zacatecas, Guanajuato y San Luis Potosí (SLP).

En México durante los siglos XVIII y XIX, el método de extracción de Au y Ag por amalgamación con Hg, fue un proceso ampliamente utilizado en instalaciones llamadas “Haciendas de Beneficio”. Los minerales de Ag provenientes del distrito minero de Real de Catorce, fueron procesados en estas haciendas, en la localidad vecina Cedral, SLP. Hacia principios del siglo XX, la minería cesó en el distrito minero Real de catorce, SLP; sin embargo, los residuos de las actividades mineras, fueron procesados para obtener la parte restante de Ag y Hg. Por último, estos residuos fueron apilados en la parte suroeste de Cedral, SLP, produciendo una fuente importante de contaminación de Hg (Morton Bermea *et al.*, 2015).

No obstante, una de las herramientas ampliamente utilizada para el estudio del impacto del Hg en el medio ambiente es el uso de biomonitores, esto permite a los investigadores distinguir (cualitativa o semicuantitativa) entre los sitios contaminados y no contaminados, para identificar fuentes de contaminación a pequeña escala y para trazar patrones espaciales y temporales de los contaminantes (Kono & Tomiyasu, 2009; Fernández *et al.*, 2015).

Debido a la importancia que tiene el Hg como contaminante, su determinación es significativa, existen diversas técnicas por las cuales se puede cuantificar el contenido de Hg en distintos materiales ambientales, por ejemplo:

espectrometría de absorción atómica con vapor frío (CV AAS, por sus siglas en inglés), analizador directo de mercurio (DMA, por sus siglas en inglés) y espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS, por sus siglas en inglés).

En este estudio el análisis de las concentraciones de Hg se llevó a cabo por la técnica analítica de espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS), el objetivo de este trabajo es evaluar el impacto en el ambiente debido a las fuentes naturales y antropogénicas de Hg, a través de biomonitores vegetales en dos zonas con diferentes fuentes de contaminación.

En la zona urbana de la Ciudad de México, la evaluación se llevó a cabo con hojas de la especie *Ficus benjamina* que es una planta ornamental común en la ciudad y para la zona minera de Cedral, SLP, se utilizó las hojas de la especie *Prosopis juliflora*, que es una especie típica de la vegetación de Cedral, SLP.

Además, se comparan los resultados obtenidos de la determinación de Hg en los biomonitores de la zona urbana de la ciudad de México y de la zona minera de Cedral, SLP, con otros estudios realizados en diversas zonas urbanas y mineras del mundo.

2 MARCO TEORICO

2.1 Propiedades químicas del Hg

El Hg se encuentra de forma natural en el ambiente, existiendo en una gran variedad de formas. Es un elemento constitutivo de la Tierra, es un metal pesado, ligeramente volátil a temperatura ambiente, siendo el único elemento químico metálico que permanece líquido a temperatura y presión ambiente (Ferreira *et al.*, 2010). Algunas de sus propiedades físicas y químicas se muestran a continuación (Tabla 1).

Tabla 1 Propiedades físicas y químicas del Hg.

No. atómico	80
Peso atómico	200.59
T° fusión	-38.87°C
T° ebullición	356.58°C
Densidad	15,5 mgL ⁻¹

2.2 Fuentes de emisión de Hg

Como ya se había mencionado, el Hg en sus diferentes formas puede ser liberado de fuentes naturales o antropogénicas hacia la atmósfera. Algunas de las principales fuentes naturales que emiten Hg al medio ambiente son: la desgasificación de la corteza terrestre, emanaciones de los suelos superficiales, cuerpos de agua, superficies de vegetación, los incendios forestales, vulcanismo y fuentes geotérmicas (Schroeder & Munthe, 1998).

Con respecto a las fuentes antropogénicas, entre las principales se encuentran: la combustión de carbón, la incineración de residuos, la fabricación de productos comerciales, la refinación de metales, la producción de cemento y principalmente la minería a gran escala y la minería artesanal a pequeña escala de Au y Ag (Pacyna *et al.*, 2006; Lindberg *et al.*, 2007).

Diversos estudios indican que una de las principales fuentes de Hg en las zonas urbanas es la quema de combustibles fósiles. La combustión del carbón se cree que es la principal fuente de emisiones de Hg al medio ambiente, que

representa el 60%, o incluso más, de las emisiones de Hg total (Pacyna *et al.*, 2006). De acuerdo con Wang *et al.* (2010), la concentración de Hg presente en el carbón oscila entre 0.01 y 0.5mg Kg⁻¹.

Streets *et al.* (2009) sugirió que el cambio de las emisiones globales antropogénicas de Hg puede oscilar entre el 4 y 96 por ciento para el año 2050, en función de la aplicación de mejor tecnología en los servicios la demanda de energía.

Por otro lado, la minería para extracción de Au a pequeña escala, utiliza como principal tecnología la técnica de amalgamación por Hg; debido a que es bastante sencilla y eficaz y no requiere de una gran inversión (Veiga *et al.*, 2006). Este tipo de minería representa un problema crítico para el medio ambiente. El principal problema es que casi todas las actividades de este tipo están en países en desarrollo y países con economías en transición (Pirrone *et al.*, 2010).

De acuerdo con Assessment (2013), La Evaluación Mundial sobre el Mercurio estima que las actividades de minería artesanal para la extracción de oro liberan anualmente 727 ton/año de Hg al medio ambiente. Este valor representa el 37% de las 1960 ton/año de Hg liberadas al medio ambiente provenientes de fuentes antropogénicas.

Sin embargo, la importancia del Hg como contaminante, además de sus fuentes, radica en las propiedades de sus diferentes especies químicas, pues de ello depende su toxicidad, movilidad y permanencia en el medio ambiente.

2.3 Ciclo biogeoquímico del Hg

El Hg en el medio ambiente, se encuentra sujeto a complejas interrelaciones y conversiones, principalmente a través de la oxidación-reducción y reacciones de metilación y desmetilación que involucran bacterias. Además, existen procesos de transporte a escala global; que en conjunto se denominan el "ciclo biogeoquímico del mercurio" (Figura 1) (Goldman & Shannon, 2001).

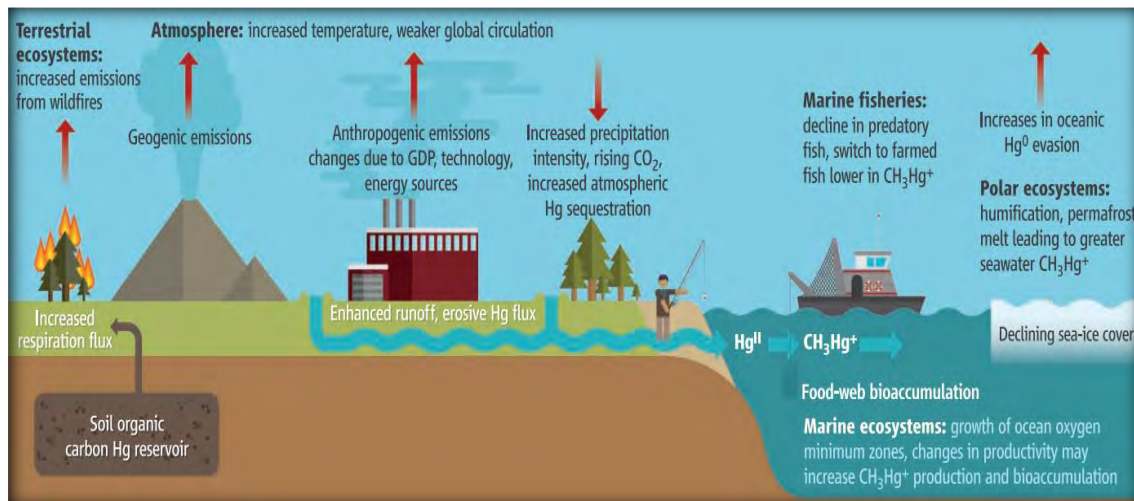


Figura 1 Ciclo biogeoquímico del Hg, tomado de Krabbenhoft & Sunderland, (2013).

A diferencia de otros metales pesados, el Hg se encuentra principalmente en la atmósfera. Diversos estudios indican que, en el medio ambiente atmosférico, se presenta como mercurio gaseoso elemental, Hg⁰ (GEM); el cual, representa el 95% del Hg total. El resto del Hg en la atmósfera, se encuentra en forma gaseosa oxidada, Hg⁺ o Hg⁺⁺ (GOM) y en forma particulada (PHg) (Swartzendruber *et al.*, 2006; Weiss-Penzias *et al.*, 2009).

El GEM se caracteriza por ser muy estable y tener un tiempo de permanencia prolongado en la atmósfera, que va desde seis meses hasta dos años. Dicha estabilidad facilita su transporte a grandes distancias y su incremento en la atmósfera (Schroeder & Munthe, 1998; Cohen *et al.*, 2004).

A diferencia del GEM, el GOM y el PHg son menos estables en la atmósfera, ya que tiende a formar compuestos orgánicos e inorgánicos, que por lo general son solubles en agua (Weinberg & Persistentes, 2010). Una característica de estos compuestos, es que pueden adherirse a partículas presentes en la atmósfera, las cuales son depositadas hacia sistemas terrestres o acuáticos; a través de un proceso denominado deposición atmosférica (Buehler & Hites, 2002; Landis & Keeler, 2002; Rolfhus *et al.*, 2003).

El Hg puede ser depositado de dos formas, por deposición húmeda o deposición seca. La deposición húmeda se lleva a cabo cuando existe alguna forma de precipitación (lluvia, niebla, nieve, etc.). La solubilidad de los compuestos formados por el GOM, facilita su rápida eliminación del medio

ambiente atmosférico por medio de este proceso. Respecto a la deposición seca, es un proceso que se lleva a cabo en ausencia de precipitación (Sakata & Marumoto, 2002; Lindberg *et al.*, 2007).

Diversos estudios han mostrado que la deposición es el principal proceso a través del cual el Hg atmosférico es movilizado hacia ecosistemas acuáticos y terrestres. Cuando el Hg es depositado a un sistema acuático suele encontrarse en forma de Hg^{2+} (GOM), este es transformado por microorganismos a través de una serie de reacciones químicas a metilmercurio (CH_3Hg) o dimetilmercurio (CH_3HgCH_3). El primer compuesto es un contaminante altamente tóxico y dañino para la salud humana y la vida silvestre; sin embargo, el segundo es muy volátil por lo que se vuelve a emitir a la atmósfera (Francisco, 2005; González-Estecha *et al.*, 2015).

2.4 Biomonitores

Aunado a su toxicidad, el Hg es uno de los metales que tiene mayor capacidad de bioacumulación (Meili, 1991; Stein & Winer, 1996; WHO, 2000). Esta característica del Hg, puede facilitar su evaluación a través del uso de organismos como bioindicadores o biomonitores.

Un bioindicador, es un organismo que puede reconocer y determinar los cambios ambientales, naturales o antropogénicos. Dentro de la bioindicación se puede distinguir de la biomonitorización, cuando la determinación del efecto es cualitativa (Rivas, 2007).

El biomonitoreo atmosférico, responde a necesidades distintas de información ambiental y puede ser activo o pasivo. El activo los indicadores biológicos son trasplantados desde áreas libres de contaminación a la zona cuya calidad del aire se desea evaluar estacionalmente o en un periodo específico; mientras que en el pasivo los bioindicadores son colectados directamente del área de estudios y su objetivo es determinar las concentraciones base de contaminación, realizando estudios de seguimiento (Mejía, 2013).

Un biomonitor se define como un organismo que indica la presencia de contaminantes o perturbaciones, no sólo de forma cualitativa sino también de forma cuantitativa, debido a que sus reacciones, son de alguna manera proporcionales al grado de contaminación o perturbación (Martí, 2007).

Diversas especies de fauna y flora son utilizadas como bioindicadores y biomonitores ambientales (Rivas, 2007). Especies vegetales como líquenes y musgos han mostrado ser indicadores fiables de la calidad del ambiente que, debido a la falta de cutícula o epidermis significativa los hacen adecuados bioindicadores y biomonitores (Shukla, 2014).

Por otro lado, las plantas vasculares también pueden ser utilizadas como biomonitores de la contaminación atmosférica, o mejor de la calidad del medio ambiente, ya que en ellas puede influir claramente las condiciones del suelo, estén alteradas o no. Entre las ventajas en el uso de las plantas vasculares esta su relativamente amplia distribución y abundancia y su interés ecológico y comercial. Además, se pueden utilizar por su capacidad de bioacumulación, por su sensibilidad o por presentar ambas propiedades (Ezpeleta 2003).

El biomonitoreo con plantas, constituye una herramienta útil para el estudio de la calidad del medio ambiente atmosférico y específicamente, la deposición atmosférica de metales pesados, como el Hg, en zonas con altos niveles de contaminación. Se ha demostrado que, en zonas mineras altamente contaminadas, el Hg puede ser captado por asimilación en las raíces de las plantas (Fernández *et al.*, 2015). Además de esta forma de captación, la deposición húmeda o seca del Hg, también puede producir la absorción directa de éste a través de los estomas de las hojas (Millhollen *et al.*, 2006).

3 ANTECEDENTES

3.1 Estudios previos respecto al Hg en zonas urbanas y mineras

Diversos trabajos presentan los resultados de estudios para la evaluación de Hg en zonas urbanas. Huang *et al.*, (2011), reporta que las fuentes antropogénicas cercanas a las zonas urbanas, están estrechamente asociadas a los niveles de contaminación de Hg. Por otro lado, Kono & Tomiyasu (2009), realizó un estudio en la ciudad de Kagoshima, Japón, en éste, se reporta las concentraciones de Hg en hojas de *Lepisorus thunbergianus* (helecho epífita, común en Asia) de $70 \mu\text{g Kg}^{-1}$. Este trabajo relaciona el contenido de Hg en las hojas del helecho con la concentración de GEM presente en la atmósfera.

En un estudio llevado a cabo en una zona urbana y una suburbana de Bruselas, De Temmerman *et al.* (2007), reportan $110 \mu\text{g kg}^{-1}$ en muestras de césped. En este trabajo se concluyó que la principal fuente de Hg, provenía de una planta cloro-álcali cercano a la zona urbana y suburbana.

Malm *et al.* (2008), llevó a cabo un estudio en la ciudad de Alta Floresta Brasil, en este trabajo presenta los resultados de la evaluación de Hg contenido en una planta epífita (*Tillandsia usneoides*) y se reportan valores altos de hasta 26 mg Kg^{-1} , los cuales están asociados a las actividades de minería de Au que se realizaron en un pasado en dicha área.

No obstante, en México no existen estudios que reporten la evaluación de Hg, en biomonitores vegetales en la Ciudad de México. Por otro lado, estudios respecto el impacto ambiental producido por el Hg en zonas mineras de México son escasos.

De la Rosa *et al.* (2004), presentan una comparación de la contaminación de Hg evaluado como GEM en cuatro sitios distintos, un área urbana (Ciudad de México), un área rural (Huejutla, Hidalgo), un sitio en la costa (Puerto Ángel, Oaxaca) y una mina cerrada (ciudad de Zacatecas, Zacatecas). Los resultados mostraron que los valores más altos pertenecían al sitio minero seguido del sitio urbano, mientras que el sitio rural junto con el sitio en la costa presentó valores muy bajos.

Un estudio llevado a cabo por Morton Bermea *et al.* (2015), en suelos y jales de la zona minera de Cedral, SLP, indicó que la concentración de Hg en los materiales analizados alcanzó valores que van de 1 hasta 55.8 mg Kg⁻¹.

Estos estudios muestran el impacto del Hg en el medio ambiente atmosférico; sin embargo, datos sobre el Hg evaluados en plantas no han sido reportados hasta el momento.

3.2 Técnicas analíticas para la determinación de Hg

Debido a que el Hg es un contaminante global altamente tóxico, el interés por conocer su movilidad y concentración en el medio ambiente ha crecido en los últimos años. Además, el interés por conocer el comportamiento de este elemento ha propiciado el desarrollo de diversas técnicas analíticas que permiten la adecuada determinación del Hg en distintos materiales ambientales como agua, suelo, aire, plantas y animales.

A continuación, se describen los principios básicos y el funcionamiento de las dos técnicas utilizadas en el laboratorio de ICP-MS, en el cual se llevó a cabo la determinación de Hg en plantas del presente estudio.

3.2.1 Analizador directo de mercurio.

El DMA (*Direct Mercury Analyzer*), es un instrumento analítico utilizado para la determinación de Hg (Figura 2).



Figura 2 Analizador Directo de Mercurio (DMA 80)

Una de las ventajas analíticas de este instrumento, es que permite la cuantificación directa de Hg en diversos tipos de muestras sólidas, líquidas y gaseosas.

El proceso de análisis del DMA, consiste en someter las muestras a diversas etapas: descomposición térmica, amalgamación y cuantificación del Hg por espectrofotometría de absorción atómica (AA).

En la primera etapa de calentamiento, las muestras son secadas y después se descomponen térmicamente (liberación del Hg a 650°C) en un ambiente de oxígeno.

En la segunda etapa, el Hg junto con otros productos de descomposición son arrastrados por un flujo continuo de oxígeno hacia un horno catalizador

(565°C), en el cual se eliminan óxidos de nitrógeno y azufre, halógenos y otros compuestos.

En la tercera etapa, el Hg es arrastrado por un flujo de oxígeno hacia un horno que contiene Au, en donde el Hg es atrapado (amalgamado) de forma selectiva. El amalgamador se calienta (850°C) y libera todos los vapores de Hg a un haz de luz de longitud de onda de 253.7nm (Figura 3). Finalmente, el contenido de Hg es cuantificado por un espectrofotómetro de absorción atómica (AAS) (MILESTONE, 2015).

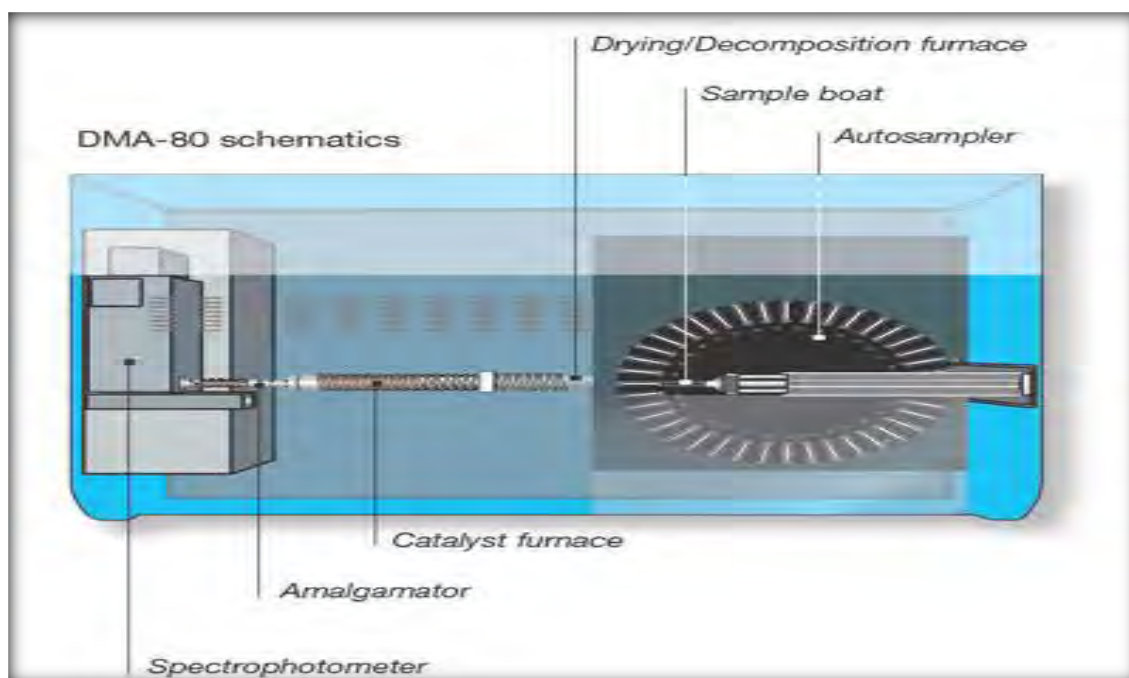


Figura 3 Componentes del DMA (MILLESTONE, 2015)

3.2.2 Espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente

La ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry), es una técnica que permite la cuantificación de un gran número de elementos químicos. Este método combina los principios básicos de ionización de la muestra (en un plasma) y la selección de los iones generados en el plasma, para su posterior detección (Jarvis *et al.*, 1991).

Desde la década de los ochenta la ICP-MS, ha sido perfeccionada y actualmente es una de las técnicas mas importantes en lo que respecta al análisis químico de elementos, debido a sus bajos límites de detección (entre

0.1 y $10 \mu\text{g L}^{-1}$), su alto grado de selectividad y su precisión y exactitud (Skoog., *et al* 2008).

Instrumentación

El sistema de ICP-MS (Figura 4), se puede dividir en los siguientes componentes:

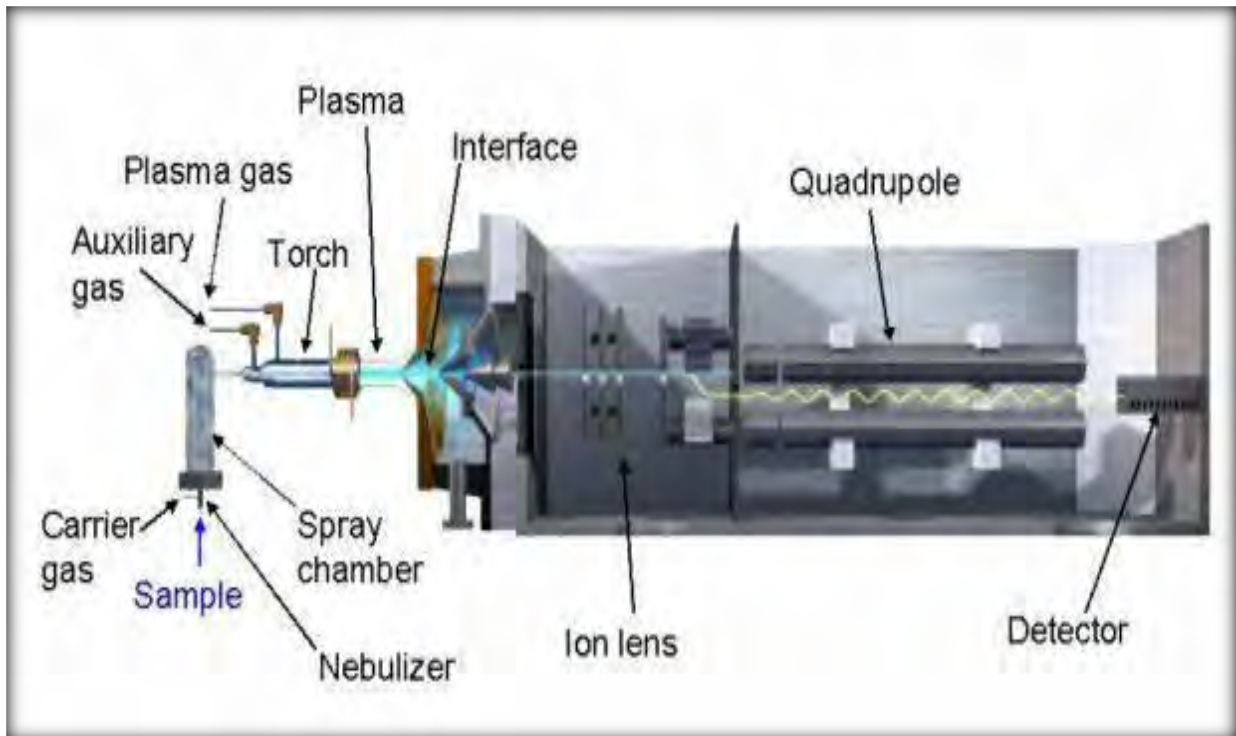


Figura 4 Componentes del ICP-MS, tomada de: https://www.uam.es/personal_pas/txrf/icpms.html

Sistema de introducción de muestras.

Las muestras son llevadas a una forma acuosa y son introducidas mediante una bomba peristáltica al equipo. Posteriormente, la muestra es acarreada por medio de un gas (en este caso argón, Ar) a la cámara de nebulización. En el nebulizador se forman pequeñas gotas de la muestra (Jarvis *et al.*, 1991).

Plasma inductivamente acoplado.

Una antorcha de plasma inductivamente acoplado tiene la función de atomizarla (romper su estructura molecular) y ionizar la muestra (Skoog *et al.*, 2008). Este proceso ocurre como consecuencia de las altas temperaturas que alcanza el plasma, que van de 6000 a 8000°K.

El plasma que esta sostenido en una antorcha, se genera a través de la ionización del Ar, que se lleva a cabo al aplicar una corriente de radiofrecuencia (RF), a través de una bobina inductiva.

Interfase de acondicionamiento del haz de iones.

La finalidad del sistema de interfase es unir la antorcha de plasma que funciona a presión atmosférica, con el sistema de detección que funciona a una presión mucho menor. La unión se lleva a cabo mediante un acoplador de interfase de vacío diferencial, constituido por dos conos de níquel, un cono de muestra o *sampler*, con un orificio pequeño de 1mm de diámetro y otro cono *skimer*, con un orificio de 0,4mm de diámetro. Una vez el flujo de iones paso a través de los conos metálicos, los iones positivos son separados de los electrones y de las especies moleculares mediante un potencial negativo y son acelerados y concentrados por una lente magnética de iones y conducidos hacia el analizador de iones (Skoog *et al.*, 2008).

Discriminador de iones.

El discriminador de iones, en este caso un cuadrupolo electromagnético, tiene la finalidad de permitir el paso de iones con una determinada masa y carga (m/e^-) hacia el detector. El cuadrupolo consta de cuatro barras metálicas montadas de forma equidistante entre sí, alrededor de una circunferencia. Estas barras son sometidas a una combinación de voltajes de corriente continua (cc), que generan un movimiento de hélice en la trayectoria de los iones. Debido a este movimiento, gran parte de los iones no atravesara el eje del cuadrupolo. Sin embargo, al establecer previamente las condiciones específicas (combinación de voltajes) para el análisis de uno o varios elementos, estos podrán pasar a través del eje del cuadrupolo y alcanzar el detector (Jarvis *et al.*, 1991)

Sistema de detección.

La cantidad de iones que atraviesa el eje del cuadrupolo, se detecta como una señal eléctrica. La señal eléctrica obtenida del cuadrupolo es procesada en forma de un pulso continuo, de manera que los iones que llegan al detector son cuantificados constantemente (Jarvis *et al.*, 1991).

4 JUSTIFICACION

En la Ciudad de México así como en Cedral, SLP, existen fuentes naturales y/o antropogénicas de Hg que pueden repercutir en diferente magnitud sobre el ambiente de ambas zonas.

A pesar de los problemas ambientales asociados a la emisión de Hg, en la Ciudad de México, así como en Cedral, SLP, existen escasos estudios que evalúen el impacto del Hg en el ambiente.

Por otra parte, de las diferentes maneras que existen para la evaluación del Hg en el ambiente, el monitoreo biológico con plantas ha sido reportado por varios autores como una buena herramienta, para la estimación de diversos contaminantes como el Hg.

Considerando la anterior, por medio de la determinación del contenido de Hg en dos biomonitores, *Ficus benjamina* y *Prosopis juliflora*, se podrá evaluar y comparar el impacto del Hg en el medio ambiente, producido por fuentes naturales y/o antropogénicas de dos zonas diferentes, la zona urbana de la Ciudad de México y la zona minera de Cedral, San Luis Potosí, respectivamente.

5 HIPÓTESIS

Las concentraciones de Hg contenidas en las hojas de dos biomonitores, reflejarán el impacto de fuentes naturales y/o antropogénicas de Hg presentes en la Ciudad de México y en Cedral, San Luis Potosí.

6 OBJETIVO GENERAL

Determinar el impacto de la contaminación de Hg en una zona urbana y una zona minera, mediante la utilización de plantas como biomonitores.

6.1 Objetivos Particulares

- Determinar la concentración de Hg contenido en las hojas de *Ficus benjamina* de la zona urbana: Ciudad de México.
- Determinar la concentración de Hg contenida en las hojas de *Prosopis juliflora* de la zona minera: Cedral San Luis Potosí. .
- Comparar las concentraciones de Hg encontradas en este trabajo con otros estudios en diferentes partes del mundo.

7 ZONAS DE ESTUDIO CONSIDERADAS EN ESTA INVESTIGACIÓN

Este trabajo se realizó en dos zonas de estudio; una impactada por fuentes como el tráfico vehicular y la industria en general (La Ciudad de México), mientras que la otra zona ha sido impactada por actividades de minería (Cedral, SLP).

7.1 Zona urbana: Ciudad de México

La Ciudad de México se encuentra a 2,240 msnm, debido a su ubicación y altura el clima que presenta es de tipo subtropical de montaña. Su temperatura anual media va de 12 a 16°C y rara vez es superior a los 30°C, la precipitación anual es de unos 820mm con una temporada de lluvias que va de junio a octubre, con pocas o escasa precipitación el resto del año (Meraz *et al.*, 2015).

La Zona urbana de la Ciudad de México tiene una población de más de 20 millones de habitantes en esta megaciudad existen más de 50 mil industrias y 5.2 millones de vehículos que consumen diariamente más de 40 millones de litros de combustibles fósiles (Molina & Molina, 2004; Molina *et al.*, 2010).

El crecimiento de la industria y el tráfico vehicular, impactan de manera importante el medio ambiente en la ciudad de México. De acuerdo con la SEDEMA (2015), los vehículos públicos, privados y de carga, emiten aproximadamente el 46% de los contaminantes a la atmósfera. Por otro lado, la industria es responsable del 21% de las emisiones contaminantes.

7.2 Zona minera Cedral, SLP

Cedral se localiza en el extremo noreste de San Luis Potosí, tiene una población aproximada de 10,259 habitantes y se encuentra a 1,700 msnm; ocupa una superficie de 1080.2 Km² y se ubica en la microregión denominada Altiplano Este (SEDESORE, 2015).

De manera general, el clima es seco templado con lluvias en verano caracterizándose por sus T° media anual entre 12° y 18° C. En general la vegetación de Cedral es de tipo semidesértico, representado principalmente por “gobernadora” (*Larrea*), mezquite (*Prosopis*) y cactáceas (Ticul, 1991; Morton Bermea *at al.*, 2015).

El suelo del municipio de Cedral está constituido principalmente por unidades de tipo Calcisol (52.8%), Leptosol (25.4%), Gypsisol (6.4%) y Regosol (1.9%) (INEGI, 2009). En general, este tipo de suelos se localizan en zonas áridas y semiáridas, de origen aluvia y coluviales y eólicos de material meteorizado rico en bases. El material parental consta de manera fundamental consta de sedimentos originados a partir de roca caliza, la cual le da colores claros a estos suelos. Debido a la baja precipitación y al bajo contenido de materia orgánica son de textura media, algunos presentan acumulación secundaria de sulfato de calcio en forma de cristales de yeso y su pH va de neutro a ligeramente alcalino (IUSS, 2008).

Como ya se había mencionado, en Cedral, SLP se procesaron los minerales de Au y Ag, provenientes del distrito minero Real de Catorce. Esto se debió a que en Cedral había el agua suficiente para establecer una hacienda de beneficio. Sin embargo, los residuos generados de dichas actividades se han convertido en una fuente de contaminación en esta localidad. Además, el clima árido de Cedral y las fuertes corrientes de viento propician la dispersión de estos residuos en el poblado poniendo en riesgo la salud de sus habitantes.

8 METODOLOGÍA

8.1 Toma de muestras a analizar

La selección de los biomonitores en cada localidad se basó en la abundancia de ambas especies en cada localidad. Para el caso de la Ciudad de México, se eligió a *F. benjamina* como biomonitor y, en la zona minera, Cedral, se eligió a *P. juliflora*.

En la Ciudad de México, se colectaron 25 muestras de *F. benjamina*; considerando que la quema de combustibles fósiles es una importante fuente de Hg y que en la zona urbana de la Ciudad de México una gran parte de la contaminación es emitida por los automóviles, se colectaron hojas de organismos ubicados en diferentes puntos de algunas de las principales vialidades de la Ciudad de México. Además se colectó una muestra testigo en un sitio del estado de Morelos. Cada muestra fue debidamente etiquetada y almacenada en bolsas de plástico.

En la zona minera (Cedral, SLP), se pretendía colectar muestras de la misma especie que en la zona urbana, sin embargo debido a las condiciones áridas de Cedral, SLP, y a que el área de la localidad es pequeña en comparación a la Ciudad de México, no fue posible por lo que se colectaron 8 muestras de *P. juliflora*, en diferentes puntos de la localidad. En el sitio "El Caballo", se recolectaron 5 muestras, 2 en Jesús María, una más en un sitio recreativo (la cancha) del poblado. Se tomó, además, una muestra testigo en un sitio, aproximadamente a 60 Km de Cedral, SLP. Posteriormente, las muestras se almacenaron y etiquetaron en bolsas de plástico.

8.2 Pretratamiento de muestras

A continuación, se describen los procedimientos de pretratamiento de las muestras, previos a su análisis químico.

8.2.1 Secado y molienda

Las muestras de *F. benjamina* y *P. juliflora*, fueron secadas durante 48 horas a temperatura ambiente y 48 horas en una estufa eléctrica a 50°C. Posteriormente, las muestras fueron pulverizadas en un molino eléctrico (Figura 5) y almacenadas en bolsas de plástico previamente etiquetadas.



Figura 5 Molino eléctrico

8.2.2 Digestión ácida

Con el fin de liberar los iones metálicos en una solución acuosa, que permita que la muestra sea analizada por ICP-MS, se llevó a cabo una digestión ácida, asistida por un horno de microondas. Se pesaron 0.5g de cada muestra en una balanza analítica (Figura 6).

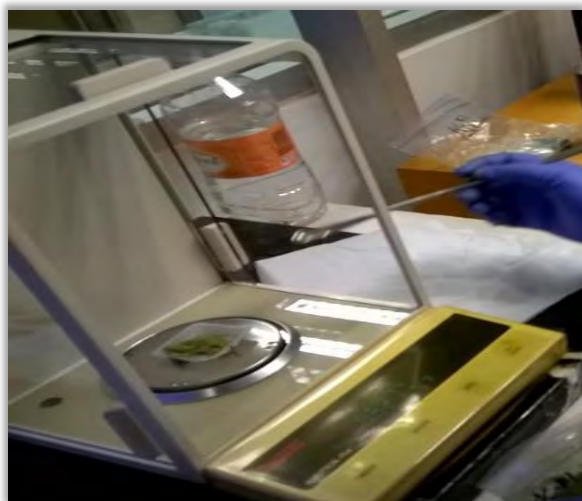


Figura 6 Balanza analítica

Posteriormente, las muestras se vertieron en vasos de politetrafluoroetileno (PTFE) y se les agregó 10mL de HNO_3 grado ULTREX, dos horas después se añadieron 3mL de H_2O_2 a cada muestra y se dejaron en predigestión durante la noche (Figura 7).



Figura 7 Predigestión de las muestras

El procedimiento de digestión se llevó a cabo asistido por un horno de microondas, marca MILLESTONE modelo ETHOS ONE (Figura 8); en el cual, se estableció las siguientes condiciones de digestión: a) Aumento de T, hasta llegar a 120°C durante 10 minutos; b) Aumento de la T de 120°C hasta llegar a 180°C; c) Mantenimiento de la T durante 15 min a 1500 W de potencia.



Figura 8 Horno de microondas Ethos One

Posteriormente, las muestras se enfriaron a T ambiente y se aforaron a 50mL con una solución de HNO_3 al 2% en matraces de vidrio. En seguida, las muestras se filtraron con membranas de nitrocelulosa de 2.5μ . Finalmente, las muestras se almacenaron a una T de 4°C en envases de polipropileno de 60mL para su posterior análisis por ICP-MS.

8.3 Análisis químico

Las muestras de material vegetal se analizaron en el laboratorio de ICP-MS del Instituto de Geofísica de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) con un equipo ICP-MS modelo iCAP Q de la marca THERMO SCIENTIFIC (Figura 9).



Figura 9 ICP-MS iCAP Q

Previo al análisis de las muestras, se llevó a cabo un procedimiento de optimización de las mejores condiciones instrumentales (posición de la antorcha, flujos de gases y voltajes de los lentes ópticos).

Para realizar la determinación analítica de Hg en las muestras de este estudio, se construyó una curva de calibración a partir de una solución de 10 ppm de Hg High purity, con los siguientes puntos: 0.1, 0.15, 0.2, 0.25, 0.5, 0.75, 1 y 2.5 $\mu\text{g L}^{-1}$, con el objeto de cubrir el posible rango de concentración de Hg en las muestras a analizar.

Con el fin de corregir la caída de la señal, instrumental se añaden a todas las muestras por analizar una concentración conocida de un elemento que será utilizado como estándar interno. En este caso se añadió una solución de indio

(¹¹⁵In) de 10 µg L⁻¹ Además, con el fin de evitar los posibles efectos de memoria de Hg en el espectrómetro, se añadió una solución de 100 µg L⁻¹ de Au que amalgama el Hg evitando su acumulación en el equipo.

8.4 Control de calidad

El control de calidad de los procedimientos analíticos aplicados en este estudio, fue evaluado en términos de porcentaje de recuperación de un material de referencia certificado (MRC). Para este estudio se utilizó el MRC 1573 Tomato Leaves. Además, con el propósito de evaluar la posible contaminación de las muestras, se analizaron muestras blanco, las cuales fueron sometidas al mismo procedimiento de preparación que las muestras de estudio.

9 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, se presentan los resultados de las concentraciones de Hg obtenidos en este estudio.

9.1 Determinación del control de calidad del método analítico utilizado

El control de calidad de los procedimientos analíticos aplicados en este estudio, fue evaluado en términos del porcentaje de recuperación de un MRC. En este caso se utilizó: MRC 1573 Tomato Leaves. El porcentaje de recuperación promedio obtenido fue de 70.94 % y una desviación estándar de 26.79.

9.2 Resultados de las concentraciones de Hg contenido en *F. benjamina* de la zona urbana (Ciudad de México)

Los resultados obtenidos del análisis de Hg en las muestras de *F. benjamina* colectadas en la Ciudad de México se muestran en la Tabla 2 y en la Figura 10 la cual presenta, además, la ubicación de los puntos de colecta y el rango de concentración de Hg de las muestras.

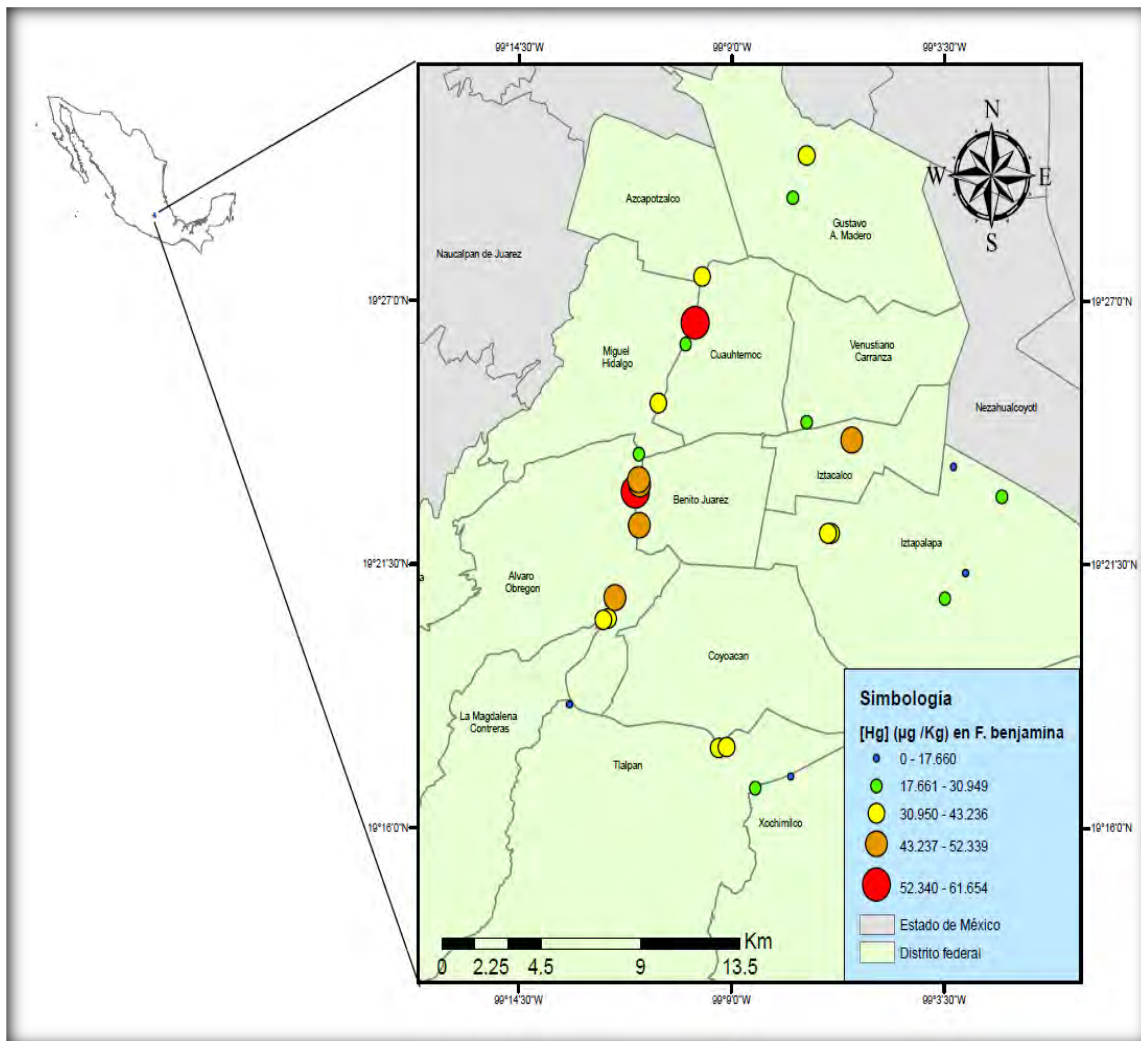


Figura 10 Puntos de colecta de las muestras de *F. benjamina* en la Ciudad de México.

Tabla 2 Concentraciones de Hg de las muestras colectadas en la zona urbana, Ciudad de México.

Ubicación	Muestra	Concentración de Hg ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)
Sitio no expuesto, Morelos	TESTIGO	19.15
Insurgentes Norte/ Avenida Acueducto de Guadalupe	FB A1	49.07
Insurgentes Norte/ Montevideo	FB A2	33.01
Calzada México- Tacuba/ Circuito Exterior	FB A4	48.91
Circuito Bicentenario/ Avenida Marina Nacional	FB A5	58.32
Juan Escutia/ José Vasconcelos	FB A6	28.97
Circuito Bicentenario / Río San Joaquín	FB A7	42.42
Churubusco/ Río de la piedad	FB B1	22.03
Churubusco/ Añil	FB B2	45.77
Churubusco/ Trabajadores Sociales	FB B3	38.10
Churubusco/ Eje 3 Ote.	FB B4	36.34
Av. Toluca/ periférico	FB C2	40.49
Calle Jalapa	FB C3	44.96
Altavista	FB C4	51.13
Molinos/ periférico	FB C5	59.33
San Antonio/ Periférico	FB C6	63.77
Calle 16/ Periférico	FB C7	53.86
Calle 10/ periférico	FB C8	56.58
Av. Jalisco/ Periférico	FB C9	22.13
Santa Teresa/ periférico	FB C10	26.24
Renato Leduc	FB D1	33.52
Periférico / Glorieta de Vaqueritos	FB D2	16.83
Periférico / Ermita	FB D3	24.19
Zaragoza/ Guelatao	FBD4	26.01
Periférico/ Tlalpan	FB E1	59.44
Av. México Xochimilco/ Periférico	FB E2	26.15
Periférico / Av. Luis Méndez	FB E4	24.33
Periférico/ Calzada Ignacio Zaragoza	FB E5	24.33
Concentración promedio		39.20
Coeficiente de variación (%)		35.3%

El rango de concentración de las muestras analizadas varía entre 16.83 y 63.77 $\mu\text{g Kg}^{-1}$, mientras que la concentración promedio de Hg de las muestras analizadas es de 39.20 $\mu\text{g Kg}^{-1}$ y presentan un coeficiente de variación (C_V) de 35.3%, por lo que el rango de variación no es bajo.

La muestra que presenta la mayor concentración de Hg es la es la C6, que fue colectada entre Periférico y San Antonio Abad. Mientras que la muestra con menor contenido de Hg es la muestra D2 (Periférico y la Glorieta de Vaqueritos). Se puede observar, que las concentraciones de Hg no mostraron una tendencia espacial definida (Figura 10).

La muestra testigo de este estudio, se colecto en un sitio en el estado de Morelos. La concentración de la muestra testigo es de 19.15 $\mu\text{g Kg}^{-1}$ de Hg y esta se encuentra en el rango de las muestras colectadas en la Ciudad de México. Sin embargo, la concentración de esta puede estar influenciada por las emisiones del volcán Popocatepetl, debido a la distancia a la cual se encuentra del sitio de muestreo.

Esto puede ser interpretado como resultado de la capacidad del Hg en forma gaseosa de ser transportado a grandes distancias a través de la atmosfera hasta ser depositado sobre el medio terrestre.

9.3 Resultados de las concentraciones de Hg contenidas en *P. juliflora* de la zona minera, Cedral, SLP

Los resultados obtenidos del análisis de Hg en las muestras de *P. juliflora* colectadas en Cedral, SLP, se muestran en la Tabla 3 y en la Figura 11, la cual presenta, además, la ubicación de los puntos de colecta y el rango de concentración de las muestras.

Figura 11 Puntos de colecta de *P. juliflora* en el municipio de Cedral, SLP.

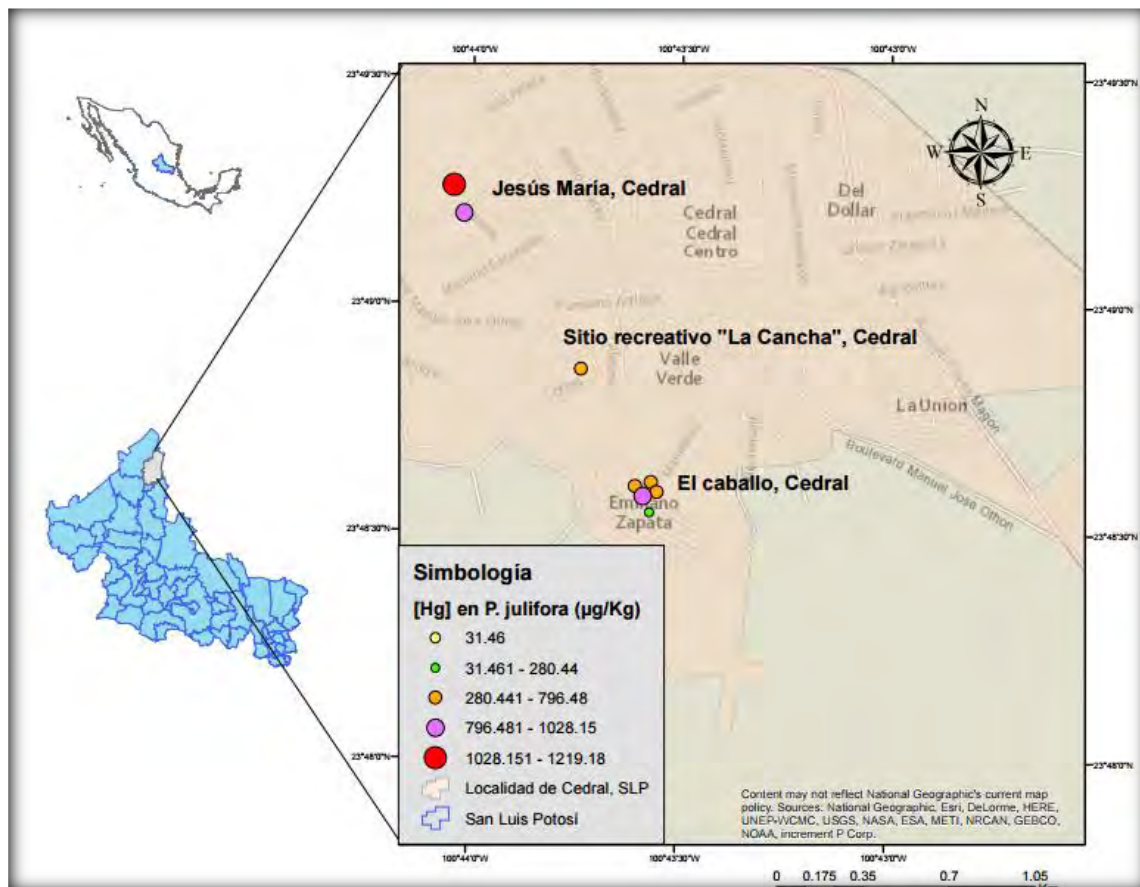


Tabla 3 Concentraciones de Hg de las muestras de la zona minera Cedral SLP.

Ubicación	Muestra	Concentración de Hg ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)
Sitio no expuesto	TESTIGO	31.46
El Caballo	A1SLP	280.44
El Caballo	A2SLP	761.19
El Caballo	A3SLP	756.99
El Caballo	A4SLP	645.26
El Caballo	A5SLP	1027.81
Jesús María	B1SLP	1028.15
Jesús María	B2SLP	1219.18
Sitio recreativo	C1SLP	796.48
Concentración promedio		814.43
Coefficiente de variación (%)		32.92%

El rango de concentración de las muestras analizadas varía entre 280.44 y 1219.18 $\mu\text{g Kg}^{-1}$, con una concentración promedio de 814.43 $\mu\text{g Kg}^{-1}$ y un C_v de 32.92.3%, por lo que el rango de variación no es bajo.

Las concentraciones más elevadas fueron encontradas en las cercanías de las localidades Jesús María y El Caballo, mientras que la de menor concentración fue encontrada cerca de un sitio recreativo del poblado (Figura 11).

La muestra testigo se colectó aproximadamente a 60 Km. de Cedral, SLP, su concentración fue de 31.46 $\mu\text{g Kg}^{-1}$ de Hg, valor menor al rango de concentración de las muestras colectadas en Cedral, SLP. Sin embargo, el incremento de la concentración de Hg en la muestra testigo a pesar de la distancia a la cual se colectó, puede deberse a la dispersión y deposición del Hg emitido en Cedral, SLP, hacia sitios remotos en los alrededores de esta localidad.

Por otro lado, el rango de concentración de Hg encontrado en el material vegetal analizado, no es tan alto considerando las concentraciones de Hg en el suelo, que pueden alcanzar valores de hasta 55.8 mg Kg^{-1} de Hg (Morton Bermea et al., 2015). Este hecho se puede justificar tomando en consideración

el tipo de suelos que predominan en la localidad (Calcisol, Leptosol, Gypsisol y Regosol), lo cual disminuye la disponibilidad del Hg intercambiable para las plantas. Este mismo comportamiento fue reportado por García Sánchez et al. (2009), en una mina de cinabrio en España.

9.4 Comparación de las concentraciones de Hg contenidas en los biomonitores *F. benjamina* de la Ciudad de México y *P. julifora* de la zona minera de Cedral, SLP, con otros estudios

En la Tabla 4 se presenta una comparación de las concentraciones de Hg en *F. benjamina* colectadas en la Ciudad de México y *P. julifora* colectadas en Cedral, SLP, con las concentraciones de Hg reportadas para diversos biomonitores en diferentes partes del mundo.

9.4.1 Comparación de las concentraciones de Hg en *F. benjamina* encontradas en la zona urbana, Ciudad de México con otras áreas urbanas del mundo

Las concentraciones de Hg encontradas en este estudio son menores a las reportadas por Bergamaschi *et al.* (2007), en Pavia, Italia (352 a 664 $\mu\text{g Kg}^{-1}$). Estas concentraciones están asociadas al tráfico vehicular y a la capacidad de las especies de líquenes de captar los metales depositados sobre su superficie.

La concentración media de Hg en *F. benjamina* es menor a la reportada por Ares et al. (2015), en musgos, en un área suburbana de Galicia, España (43 $\mu\text{g Kg}^{-1}$). En este estudio no se observa una disminución de las concentraciones de Hg, respecto a la fuente de emisión (planta cloro alcali). Sin embargo, esta disminución si se observa para otros metales analizados como: cadmio (Cd), cobre (Cu), plomo (Pb) y Zinc (Zn).

Tabla 4 Comparación de las concentraciones de Hg contenidas en los biomonitores *F. benjamina* de la Ciudad de México y *P. julifora* de la zona minera de Cedral, SLP, con otros estudios.

Ciudad/País	Biomonitor Especie	[Hg] promedio ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)	Tipo de zona	Referencia
Ciudad de México/México	<i>F.benjamina</i>	39.31	Urbana	Este estudio
Pavia/Italia	<i>Hypogymnia physodes</i>	364.00	Urbana	Bergamaschi <i>et al.</i> , 2007
	<i>Parmelia sulcata</i>	352.00		
	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	654.00		
	<i>Usnea gr</i>	664.00		
Galicia/España	<i>Pseudoscleropo dium purum</i>	43.00	Urbana/in dustrial	Ares <i>et al.</i> , 2015
Cedral SLP/México	<i>P. julifora</i>	814.43	Minera	Este estudio
Nanggung y Cigudeg/Indon esia	<i>Aspleniumnidus complex</i>	161.00	Minera	Kono <i>et al.</i> , 2012
Usagre/España	<i>Marrubium vulgare Bromus madritensis Trifolium angustifolium</i>	100-10,000	Minera	García- Sánchez <i>et al.</i> , 2009

9.5 Comparación de las concentraciones de Hg en *P. juliflora* encontradas en la zona minera de Cedral, SLP con otras zonas mineras del mundo

Las concentraciones de Hg encontradas en este estudio son menores a las reportadas por Garcia Sanchez et al. (2009) en plantas silvestres, en una mina de cinabrio en Usagre, España (100 a 10,000 $\mu\text{g Kg}^{-1}$). Estos valores están asociados a las altas concentraciones de Hg en el aire provenientes de la emisión de los suelos contaminados.

La concentración media de Hg en *P. juliflora* es mayor a la reportada por Kono et al. (2012), en helechos, de una mina a pequeña escala de Au en Ava, Indonesia (161 $\mu\text{g Kg}^{-1}$). En este estudio no se observa una disminución de las concentraciones de Hg, respecto a la fuente de emisión (mina abandonada).

10 CONCLUSIONES

En este estudio fue posible determinar las concentraciones de Hg contenidas en las hojas de dos, biomonitores *F. benjamina* y *P. juliflora*, pertenecientes a una zona urbana (Ciudad de México) y una zona minera (Cedral, SLP), respectivamente.

Al evaluar el contenido de Hg en las hojas de *F. benjamina* y *P. juliflora*, se pudo observar el impacto de la deposición atmosférica de Hg sobre las hojas de ambas especies, tanto en la zona urbana así como en la zona minera. Este hecho se puede asociar al grado de contaminación producido por las fuentes de emisión presentes en la zona urbana y en la zona minera respectivamente.

La evaluación de los resultados aporta información muy importante sobre la concentración de Hg presente en el ambiente tanto de la Ciudad de México así como de Cedral, SLP.

Para el caso de la Ciudad de México es una zona con una problemática ambiental muy compleja principalmente asociada al tráfico vehicular y a los diversos tipos de industria que se encuentran en ella. No obstante, se observó que las concentraciones de Hg no muestran una tendencia espacial en los diferentes puntos en los que se llevó a cabo la colecta.

Por otro lado, la concentración de Hg en la muestra testigo está dentro del rango de concentración de las muestras de la Ciudad de México a pesar de la distancia de su sitio de muestreo, esto podría asociarse a la influencia de las emisiones del volcán Popocatepetl en el sitio en donde se colectó la muestra testigo. Con base en este hecho, se puede decir que el impacto del Hg es bajo, considerando que el rango de concentración no es muy diferente entre la muestra testigo y las muestras problema.

Respecto a la zona minera de Cedral, SLP, se observó que debido a que se encuentra en un área rural, no existen otras fuentes importantes antropogénicas (además de la minería), cercanas al sitio de estudio. Por lo que es evidente que las elevadas concentraciones encontradas en las muestras de *P. juliflora*, provienen de la dispersión y deposición del Hg contenido en los residuos mineros dispuestos en los sitios, Jesús María y "El Caballo".

Además al comparar la concentración de Hg de la muestra testigo con el de las muestras de Cedral, SLP; se observó una gran diferencia de valores. Por lo que se puede considerar que el impacto del Hg es alto a escala local en Cedral, SLP.

Finalmente, este estudio permitió comparar las concentraciones de Hg encontradas en la Ciudad de México y en Cedral, SLP con otras zonas urbanas y mineras del mundo. A este respecto, las concentraciones de Hg encontradas en la zona urbana están por debajo del rango de concentración de otras zonas urbanas del mundo. Mientras que las concentraciones encontradas en la zona minera están dentro del rango de otras zonas mineras del mundo.

11 BIBLIOGRAFÍA

1. Alloway, B.J., 1975. Heavy Metals in Soils. Chapman & Hall, London.
2. Ares, A., Varela, Z., Aboal, J. R., Carballeira, A., & Fernández, J. A. (2015). Active biomonitoring with the moss *Pseudoscleropodium purum*: Comparison between different types of transplants and bulk deposition. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 120, 74-79.
3. Assessment, G. M. (2013). Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. *UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland*.
4. Bergamaschi, L., Rizzio, E., Giaveri, G., Loppi, S., & Gallorini, M. (2007). Comparison between the accumulation capacity of four lichen species transplanted to a urban site. *Environmental Pollution*, 148(2), 468-476.
5. Blaser, P., Zimmermann, S., Luster, J., & Shotyk, W. (2000). Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils. *Science of the Total Environment*, 249(1), 257-280.
6. Buehler, S.S., Hites, R.A., 2002. The Great Lakes integrated atmospheric deposition network. *Environmental Science & Technology* 36, 354Ae359A.
7. Chen, P. C., Su, H. J., & Ma, H. W. (2013). Trace anthropogenic arsenic in Taiwan—substance flow analysis as a tool for environmental risk management. *Journal of Cleaner Production*, 53, 13-21.
8. Cohen, M., Artz, R., Draxler, R., Miller, P., Niemi, D., Ratte, D., Deslauriers, M., Duvar, R., Laurin, R., Slotnick, J., Nettesheim, T., McDonald, J., 2004. Modeling the atmospheric transport and deposition of mercury to the Great Lakes. *Environmental Research* 95, 247e265
9. DeForest, D. K., Brix, K. V., & Adams, W. J. (2007). Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: the inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *Aquatic toxicology*, 84(2), 236-246.
10. De la Rosa, D. A.; Volke-Sepulveda, T.; Solo´rzano, G.; Green, C.; Tordon, R.; Beauchamp, S., 2004. Survey of atmospheric total gaseous mercury in Mexico. *Atmos. Environ.* 38, 4839-4846.

11. De Temmerman, L., Claeys, N., Roekens, E., & Guns, M. (2007). Biomonitoring of airborne mercury with perennial ryegrass cultures. *Environmental Pollution*, 146(2), 458-462.
12. Deonaraine, A., Hsu-Kim, H., Zhang, T., Cai, Y., & Richardson, C. J. (2015). Legacy source of mercury in an urban stream-wetland ecosystem in central North Carolina, USA. *Chemosphere*, 138, 960-965.
13. Dong, J., Yang, Q., Sun, L., Zeng, Q., Liu, S., Pan, J., Liu, X., 2011. Assessing the concentration and potential dietary risk of heavy metals in vegetables at a Pb/Zn mine site, China. *Environ. Earth Sci.* 64, 1317–1321.
14. Dore, A. J., Hallsworth, S., McDonald, A. G., Werner, M., Kryza, M., Abbot, J., ... & Fowler, D. (2014). Quantifying missing annual emission sources of heavy metals in the United Kingdom with an atmospheric transport model. *Science of the Total Environment*, 479, 171-180.
15. Ezpeleta, A. M. (Ed.). (2003). *Clima y calidad ambiental* (Vol. 136). Univ Santiago de Compostela.
16. Fernández, J. A., Boquete, M. T., Carballeira, A., & Aboal, J. R. (2015). A critical review of protocols for moss biomonitoring of atmospheric deposition: Sampling and sample preparation. *Science of The Total Environment*, 517, 132-150.
17. Ferreira, L. F., Barbosa, R. D., & Pallarés, M. A. (2010). *El mercurio como contaminante ambiental y agente neurotóxico*. Universidad de Vigo.
18. Francisco, C. R. (2005). *Biotechnología Ambiental. Madrid España. Editorial Tebar.*
19. Gabriel, M. C., Williamson, D. G., Brooks, S., & Lindberg, S. (2005). Atmospheric speciation of mercury in two contrasting Southeastern US airsheds. *Atmospheric Environment*, 39(27), 4947-4958.
20. Garcia-Sanchez, A., Murciego, A., Alvarez-Ayuso, E., Santa Regina, I., & Rodríguez-González, M. A. (2009). Mercury in soils and plants in an abandoned cinnabar mining area (SW Spain). *Journal of hazardous materials*, 168(2), 1319-1324.

21. Goldman, L. R., & Shannon, M. W. (2001). Technical report: mercury in the environment: implications for pediatricians. *Pediatrics*, 108(1), 197-205.
22. González-Estecha, M., Bodas-Pinedo, A., Guillén-Pérez, J. J., Rubio-Herrera, M. Á., Martínez-Álvarez, J. R., Herráiz-Martínez, M. Á., ... & Calle-Pascual, A. (2015). Consensus document on the prevention of methylmercury exposure in Spain: Study group for the prevention of Me-Hg exposure in Spain (GEPREM-Hg). *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 32, 122-134.
23. Hilson, G., Hilson, C. J., & Pardie, S. (2007). Improving awareness of mercury pollution in small-scale gold mining communities: challenges and ways forward in rural Ghana. *Environmental Research*, 103(2), 275-287.
24. Huang B, Wang M, Yan L, SunW, Zhao Y, Shi X, et al., 2011. Accumulation, transfer, and environmental risk of soil mercury in a rapidly industrializing region of the Yangtze River Delta, China. *J Soils Sediments*;607–18.
25. INEGI. (2009). Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Cedral, San Luis Potosí Clave geoestadística 24007. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datosgeograficos/24/24007.pdf>. consultado 21/04/2016
26. IUSS Working Group WRB, 2008. (1999). Base referencial mundial del recurso suelo. *Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos* 103. <http://www.fao.org/3/a-a0510s.pdf>
27. Jarvis, K. E., Gray, A. L., & Horuk, R. S. (1991). *Handbook of inductively coupled plasma mass spectrometry*.
28. Kim, C. S., Rytuba, J. J., & Brown, G. E. (2004). Geological and anthropogenic factors influencing mercury speciation in mine wastes: an EXAFS spectroscopy study. *Applied Geochemistry*, 19(3), 379-393.
29. Kono, Y., Rahajoe, J. S., Hidayati, N., Kodamatani, H., & Tomiyasu, T. (2012). Using native epiphytic ferns to estimate the atmospheric mercury levels in a small-scale gold mining area of West Java, Indonesia. *Chemosphere*, 89(3), 241-248.

30. Kono, Y., & Tomiyasu, T. (2009). Biomonitoring of atmospheric mercury levels with the epiphytic fern *Lepisorus thunbergianus* (Polypodiaceae). *Chemosphere*, 77(10), 1387-1392.
31. Krabbenhoft, D. P., & Sunderland, E. M. (2013). Global change and mercury. *Science*, 341(6153), 1457-1458.
32. Landis, M.S., Keeler, G.J., 2002. Atmospheric mercury deposition to lake Michigan during the lake Michigan mass balance study. *Environ.Sci.Technol.*36, 4518–4524.
33. Lico, M. S., Wiemeyer, S. N., & Evers, D. C. (2004). Mercury in the Walker River Basin, Nevada and California--sources, distribution, and potential effects on the ecosystem. US Department of the Interior, US Geological Survey.
34. Lindberg S, Bullock R, Ebinghaus R, Engstrom D, Feng XB, Fitzgerald W, et al., 2007. A synthesis of progress and uncertainties in attributing the sources of mercury in deposition. *Ambio*;36:19–32.
35. Lynam, M. M., Dvonch, J. T., Barres, J. A., Landis, M. S., & Kamal, A. S. (2016). Investigating the impact of local urban sources on total atmospheric mercury wet deposition in Cleveland, Ohio, USA. *Atmospheric Environment*, 127, 262-271.
36. Malm, O., de Freitas Fonseca, M., Miguel, P. H., Bastos, W. R., & Pinto, F. N. (1998). Use of epiphyte plants as biomonitors to map atmospheric mercury in a gold trade center city, Amazon, Brazil. *Science of the total environment*, 213(1), 57-64.
37. Martí, M. A. C. (2007). *Principios de Ecotoxicología: diagnóstico, tratamiento y gestión del medio ambiente*. Editorial Tebar.
38. Meili, M., 1991. The coupling of mercury and organic matter in the biogeochemical cycle e towards a mechanistic model for the boreal zone. *Water, Air, and Soil Pollution* 56, 333-347.
39. Mejía, C. M. R. (2013). *Análisis por activación neutrónica en muestras de musgo para la determinación de Cr, Se, As y Hg* (Doctoral dissertation, Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de Toluca, México).
40. Meraz, M., Rodriguez, E., Femat, R., Echeverria, J. C., & Alvarez-Ramirez, J. (2015). Statistical persistence of air pollutants (O₃, SO₂,

- NO 2 and PM 10) in Mexico City. *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications*, 427, 202-217.
41. MILLESTONE, (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>
 42. Millhollen, A.G., Gustin, M.S., Obrist, D., 2006. Foliar mercury accumulation and exchange for three tree species. *Environ. Sci. Technol.* 40 (19), 6001–6006.
 43. 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.
 44. Molina, M. J., & Molina, L. T. (2004). Megacities and atmospheric pollution. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 54(6), 644-680.
 45. Morton-Bermea, O., Jiménez-Galicia, R. G., Castro-Larragoitia, J., Hernández-Álvarez, E., Pérez-Rodríguez, R., García-Arreola, M. E., ... & Segovia, N., 2015. Anthropogenic impact of the use of Hg in mining activities in Cedral SLP Mexico. *Environmental Earth Sciences*, 1-8.
 46. Nriagu J, Becker C (2003) Volcanic emissions of mercury to the atmosphere: global and regional inventories. *Sci Tot Env* 304:3–12
 47. Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Steenhuisen, F., Wilson, S., 2006. Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. *Atmos. Environ.* 40, 4048–4063.
 48. Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R. B., Friedli, H. R., Leaner, J., ... & Telmer, K. (2010). Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(13), 5951-5964.
 49. Qing, X., Yutong, Z., & Shenggao, L. (2015). Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 120, 377-385.
 50. Qiu, G., Feng, X., Wang, S., & Shang, L. (2005). Mercury and methylmercury in riparian soil, sediments, mine-waste calcines, and

- moss from abandoned Hg mines in east Guizhou province, southwestern China. *Applied Geochemistry*, 20(3), 627-638.
51. Rivas, S. S. (2007). *Contribución a la determinación de la fracción de metales traza ligados a las proteínas similares a las metalotioneínas en muestras de mejillón*. Univ Santiago de Compostela.
 52. Rodrigues, S. M., Coelho, C., Cruz, N., Monteiro, R. J. R., Henriques, B., Duarte, A. C., ... & Pereira, E. (2014). Oral bioaccessibility and human exposure to anthropogenic and geogenic mercury in urban, industrial and mining areas. *Science of The Total Environment*, 496, 649-661.
 53. Rolfhus, K.R., Sakamoto, H.E., Cleckner, L.B., Stoor, R.W., Babiarz, C.L., Back, R.C., Manolopoulos, H., Hurley, J.P., 2003. Distribution and fluxes of total and methyl mercury in Lake Superior. *Environmental Science & Technology* 37,865-872.
 54. Rutter, A. P., Snyder, D. C., Stone, E. A., Schauer, J. J., Gonzalez-Abraham, R., Molina, L. T., ... & Foy, B. D. (2009). In situ measurements of speciated atmospheric mercury and the identification of source regions in the Mexico City Metropolitan Area. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(1), 207-220.
 55. Sakata, M., Marumoto, K., 2005. Wet and dry deposition fluxes of mercury in Japan. *Atmospheric Environment* 39, 3139-3146.
 56. Sanchez, O. (2005). *Temas sobre restauración ecológica*. Instituto Nacional
 57. *de Ecología*, 255
 58. Schroeder, W.H., Munthe, J., 1998. Atmospheric mercury: an overview. *Atmospheric Environment* 32, 809-822.
 59. SEDEMA, 2015. Disponible vía Internet: <http://www.aire.df.gob.mx/default.php?opc=%27ZKBhnml=%27>
 60. SEDESORE, 2015. Disponible vía Internet: www.sedesore.gob.mx/sedesore/municipios/files/Cedral%20historia.htm
 61. Shukla, V., Upreti, D. K., & Bajpai, R. (2014). *Lichens to biomonitor the environment*. New Delhi: Springer.
 62. Skoog, D., Crouch, S., & Holler, F. J. (2008). *Principios de análisis instrumental*. Cengage Learning.

63. Stein, E. D., Cohen, Y., & Winer, A. M. (1996). Environmental distribution and transformation of mercury compounds. *Critical reviews in Environmental Science and technology*, 26(1), 1-43.
64. Streets, D. G., Zhang, Q., & Wu, Y. (2009). Projections of global mercury emissions in 2050. *Environmental science & technology*, 43(8), 2983-2988.
65. Swartzendruber, P. C., Jaffe, D. A., Prestbo, E. M., Weiss-Penzias, P., Selin, N. E., Park, R., ... & Jaegle, L. (2006). Observations of reactive gaseous mercury in the free troposphere at the Mount Bachelor Observatory. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012)*, 111(D24).
66. TICUL ÁLVAREZ, S. E. R. G. I. O. Análisis de la fauna de roedores del área de El Cedral, San Luis Potosí, México. *Anales del Instituto de Biología serie Zoología*, 62(002).
67. Veiga, M. M., Maxson, P. A., & Hylander, L. D. (2006). Origin and consumption of mercury in small-scale gold mining. *Journal of Cleaner Production*, 14(3), 436-447.
68. Wang, S. X., Zhang, L., Li, G. H., Wu, Y., Hao, J. M., Pirrone, N., ... & Ancora, M. P. (2010). Mercury emission and speciation of coal-fired power plants in China. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(3), 1183-1192.
69. Wang, F., Wang, S., Zhang, L., Yang, H., Wu, Q., & Hao, J. (2014). Mercury enrichment and its effects on atmospheric emissions in cement plants of China. *Atmospheric Environment*, 92, 421-428.
70. Wei, Y. L., Bao, L. J., Wu, C. C., He, Z. C., & Zeng, E. Y. (2014). Association of soil polycyclic aromatic hydrocarbon levels and anthropogenic impacts in a rapidly urbanizing region: spatial distribution, soil-air exchange and ecological risk. *Science of the Total Environment*, 473, 676-684.
71. Weinberg, J., & Persistentes, O. (2010). Introducción a la Contaminación por Mercurio para las ONG. Red Internacional de Eliminación de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (IPEN) Disponible vía internet

en: [http://www.ipen.org/ipenweb/documents/book/ipen% 20mercury% 20booklet_spanish.pdf](http://www.ipen.org/ipenweb/documents/book/ipen%20mercury%20booklet_spanish.pdf).

72. Weiss-Penzias, P., Gustin, M. S., & Lyman, S. N. (2009). Observations of speciated atmospheric mercury at three sites in Nevada: Evidence for a free tropospheric source of reactive gaseous mercury. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012)*, 114(D14).
73. WHO, 2000. Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications European Series 91, World Health Organization Regional Office for Europe, Copenhagen, 288 pp.
74. Yang, Q., Xu, Y. Liu, S. He, J. Long, 2011. Concentration and potential health risk of heavy metals in market vegetables in Chongqing, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 74, 1664–1669.
75. Yarto. R., Gavilan & Castro D. (2004) La contaminación por mercurio en México. Instituto Nacional de Ecología. Gaceta Ecológica, julio-septiembre. No. 72. México. Pp.22-34,2004.