



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL – AGUA

ACUMULACIÓN HISTÓRICA DE Hg, Cd Y Pb EN SEDIMENTOS DE DOS LAGOS
REMOTOS

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:
ING. MARIANA VEIRA HUERTA

TUTOR PRINCIPAL
Dra. Anne M. Hansen, Facultad de Ingeniería, UNAM

COMITÉ TUTOR
Dra. Isabel Israde Alcántara, Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería
Dra. Rosario Iturbe Argüelles, Instituto de Ingeniería, UNAM
M.I. José Luis Martínez Palacios, Instituto de Ingeniería, UNAM
Dr. Aron Jazcilevich Diamant, C. Ciencias de la Atmósfera, UNAM

MÉXICO, D. F., ENERO 2015



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.

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dra. Rosario Iturbe Agüelles
Secretario: Dr. Aron Jazcilevich Diamant
Vocal: Dra. Isabel Israde Alcantara
1^{er} Suplente: M. I. José Luis Martínez Palacios
2^{do} Suplente: Dra. Anne M. Hansen Hansen

Lugar donde se realizó la tesis:

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), UNAM-Campus Morelos

TUTOR DE TESIS:

DRA. ANNE M. HANSEN

“Si buscas resultados distintos, no hagas
siempre lo mismo”

Albert Einstein

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico brindado durante la realización de este proyecto.

A la Dra. Anne Hansen por su guía en esta tesis. A los integrantes de mi comité: la Dra. Rosario Iturbe y el Dr. Aron Jazcilevich por sus valiosos comentarios, el M.I. José Luis Martínez por su disposición y sus pertinentes observaciones, y en especial a la Dra. Isabel Israde por su apoyo y cariño.

Al Dr. Priyadarsi Roy por su ayuda para la determinación de carbono orgánico e inorgánico, así como al Biol. Javier Sánchez por su amistad y por prestarme el equipo necesario para obtener mis núcleos de sedimento.

Al Dr. Arellano Monterrosas por su apoyo para gestionar la extracción de las muestras de suelo. A Julio Romani, Director de la Reserva de la Biósfera Montes Azules, y a su equipo de trabajo por el enorme esfuerzo que implicó la toma de esas muestras, especialmente a Emilio Roldán por toda la ayuda brindada.

Al Dr. Claude Hillaire, el Dr. Bassam Ghaleb y el Dr. Jean François Hélie por su instrucción en la determinación de ^{210}Pb y el isótopo estable $\delta^{13}\text{C}$, y por tomarse el tiempo de explicarme cada duda durante mi estancia en la UQAM-Canadá. Principalmente agradecer al Dr. Michel Preda por compartir de manera desinteresada sus conocimientos, por su amistad y sus memorables consejos.

Agradezco a todos los compañeros del Laboratorio de Hidrogeoquímica del IMTA, especialmente a Axel por haber hecho de mi estadía un tiempo inolvidable y por el cariño que no esperaba encontrar.

A Javier, Gonzalo y Cristy por todas las charlas, risas y apoyo que le dieron sabor y sentido a esta etapa en mi vida.

A mis grandes amigos que, sin mencionar sus nombres, saben que en la distancia su presencia fue esencial para superar los tropiezos y para no olvidar quien soy.

A mi hermano por su sabiduría y locura que me han ayudado a crecer y ver las cosas de una manera distinta, por su amistad irremplazable.

Y por supuesto, a mis padres por acompañarme siempre en las buenas y en las malas, por su gran amor que me ha permitido llegar muy lejos.

CONTENIDO

| | |
|---|----|
| 1. INTRODUCCIÓN | 1 |
| 2. OBJETIVO | 3 |
| 3. MARCO TEÓRICO..... | 4 |
| 3.1 Fechado de sedimentos | 4 |
| 3.1.1 Técnicas isotópicas | 4 |
| 3.1.1.1 Modelos de fechado | 5 |
| 3.1.2 Indicadores locales | 6 |
| 3.2 Metales pesados (Hg, Cd y Pb)..... | 7 |
| 3.2.1 Presencia en sistemas ambientales | 7 |
| 3.2.2 Usos..... | 8 |
| 3.2.3 Fuentes naturales y antropogénicas..... | 9 |
| 3.2.4 Mecanismos de transporte..... | 11 |
| 3.2.4.1 Aire | 11 |
| 3.2.4.2 Suelo..... | 12 |
| 3.2.4.3 Agua | 13 |
| 3.2.5 Efectos sobre la salud humana y el medio ambiente | 14 |
| 3.3 Metales en la columna sedimentaria | 16 |
| 3.3.1 Diagénesis..... | 16 |
| 3.3.2 Normalización..... | 17 |
| 3.3.2.1 Factor de enriquecimiento (FE) | 17 |
| 4. ANTECEDENTES | 19 |
| 4.1 Antecedentes nacionales..... | 19 |
| 4.2 Antecedentes internacionales..... | 20 |
| 5. SITIOS DE ESTUDIO..... | 22 |
| 5.1 Criterios de selección de lagos remotos..... | 22 |
| 5.2 Descripción de sitios de estudio | 22 |
| 5.2.1 Laguna Zempoala..... | 23 |
| 5.2.2 Laguna Miramar..... | 24 |
| 6. METODOLOGÍA | 25 |
| 6.1 Muestreo..... | 25 |
| 6.1.1 Batimetría | 25 |
| 6.1.2 Núcleos de sedimento | 27 |
| 6.1.2.1 Corte de núcleos e indicadores locales | 27 |

| | |
|--|----|
| 6.1.3 Muestras de suelo | 28 |
| 6.2 Análisis fisicoquímicos..... | 29 |
| 6.2.1 Humedad | 29 |
| 6.2.2 Densidad | 30 |
| 6.2.2.1 Masa acumulada | 30 |
| 6.2.3 Carbono orgánico, carbono inorgánico y nitrógeno | 30 |
| 6.2.4 Isótopo estable $\delta^{13}\text{C}$ | 31 |
| 6.2.5 Tamaño de partícula..... | 31 |
| 6.3 Análisis isotópicos | 32 |
| 6.4 Metales | 32 |
| 7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 34 |
| 7.1 Indicadores locales..... | 34 |
| 7.2 Análisis fisicoquímicos..... | 35 |
| 7.2.1 Humedad y densidad | 35 |
| 7.2.2 Tamaño de partícula..... | 35 |
| 7.2.3 COT y CIT..... | 36 |
| 7.3 Fechado de los núcleos sedimentarios | 40 |
| 7.4 Concentración de metales | 45 |
| 7.4.1 Relación C/N..... | 49 |
| 7.4.2 Isótopo estable ^{13}C | 51 |
| 7.4.3 Factor de enriquecimiento | 52 |
| 7.5 Comparativa entre lagos..... | 54 |
| 7.6 Criterios ecológicos | 57 |
| 7.7 Lagos remotos de México y el mundo | 58 |
| 8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES | 60 |
| 9. REFERENCIAS..... | 62 |
| ANEXO 1 | 74 |
| ANEXO 2 | 79 |
| ANEXO 3 | 85 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|--|----|
| Tabla 1. Usos del cadmio | 8 |
| Tabla 2. Usos del plomo..... | 8 |
| Tabla 3. Usos del mercurio..... | 9 |
| Tabla 4. Fuentes antropogénicas de Hg, Cd y Pb..... | 10 |
| Tabla 5. Afectaciones a la salud humana..... | 15 |
| Tabla 6. Reacciones redox y rango de Eh | 16 |
| Tabla 7. Datos generales de los núcleos de sedimento | 27 |
| Tabla 8. Localización de muestras de suelo..... | 29 |
| Tabla 9. Clasificación de texturas de acuerdo al tamaño de partícula | 32 |
| Tabla 10. LDM para metales | 33 |
| Tabla 11. Descripción visual de los núcleos de sedimento | 34 |
| Tabla 12. Cálculos con modelo CRS para fechado de ZEM1 | 40 |
| Tabla 13. Tasa de acumulación, tasa de sedimentación y fechado del núcleo ZEM1 | 41 |
| Tabla 14. $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ y ^{137}Cs en el núcleo MIR1 | 43 |
| Tabla 15. Tasa de acumulación, tasa de sedimentación y fechado del núcleo MIR1 | 45 |
| Tabla 16. Concentración de metales en Laguna Zempoala | 46 |
| Tabla 17. Concentración de metales en Laguna Miramar..... | 47 |
| Tabla 18. Concentración de metales en ceniza del volcán Chichonal y núcleo MIR1..... | 49 |
| Tabla 19. Resultados de $\delta^{13}\text{C}$ en ZEM1 | 52 |
| Tabla 20. Resultados de $\delta^{13}\text{C}$ en MIR1 | 52 |
| Tabla 21. Criterios ecológicos para metales en sedimentos (mg kg^{-1}) | 57 |
| Tabla 22. Concentraciones de Hg, Cd y Pb (mg kg^{-1}) en lagos remotos..... | 59 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Decaimiento del ^{222}Rn | 5 |
| Figura 2. Transformación del mercurio..... | 12 |
| Figura 3. Localización geográfica de sitios de estudio | 22 |
| Figura 4. Mapa batimétrico y ubicación de puntos de muestreo en Laguna Zempoala | 26 |
| Figura 5. Mapa batimétrico y ubicación de punto de muestreo en Laguna Miramar | 26 |
| Figura 6. Tipo de suelo y ubicación de puntos de muestreo en la zona de influencia de la Laguna Miramar | 28 |
| Figura 7. Perfiles de tamaño de partícula (limos, arcillas y coloides), COT, CIT, humedad y densidad del núcleo ZEM5 | 37 |
| Figura 8. Perfiles de COT, CIT, humedad y densidad del núcleo ZEM1 | 38 |
| Figura 9. Perfiles de tamaño de partícula (limos, arcillas y coloides), COT, CIT, humedad y densidad del núcleo MIR1..... | 39 |
| Figura 10. Actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ y edad de los núcleos ZEM1 (a) y MIR1 (b) | 42 |
| Figura 11. Actividad del ^{137}Cs en el núcleo MIR1 | 44 |
| Figura 12. Perfiles de concentración de metales en Laguna Zempoala..... | 46 |
| Figura 13. Perfiles de concentración de metales en Laguna Miramar | 48 |
| Figura 14. Valores de C/N y $\delta^{13}\text{C}$ de las principales fuentes de materia orgánica vegetal en sedimentos lacustres (Meyers, 1994)..... | 50 |
| Figura 15. COT (%), C/N y $\delta^{13}\text{C}$ (‰) en los núcleos ZEM1 (a) y MIR1 (b)..... | 51 |
| Figura 16. Factores de enriquecimiento en Laguna Zempoala (a) y Laguna Miramar (b)..... | 53 |
| Figura 17. Comparación de perfiles de Pb (a) y Hg (b)..... | 55 |
| Figura 18. Perfiles de Hg (a), Pb (b) y Cd (c) contra TEL y PEL | 58 |

RESUMEN

Desde tiempos pre-industriales el Hg, el Cd y el Pb han sido liberados al ambiente por fuentes naturales y son algunas actividades humanas las que han incrementado su concentración en los ecosistemas durante las últimas décadas, situación que ha desatado un interés global debido a los efectos adversos que ocasionan. Una vez que estos metales se incorporan a la atmósfera, son transportados a grandes distancias hasta depositarse en los suelos y sistemas acuáticos, acumulándose finalmente en los sedimentos de los cuerpos de agua. Recientemente los lagos remotos se han vuelto importantes objetos de investigación para analizar las variaciones regionales en los aportes antropogénicos de contaminantes debido a su alejamiento de las fuentes directas.

En México no existen programas de monitoreo de Hg, Cd y Pb propiamente establecidos y por consiguiente, la obtención de registros sedimentarios de dos lagos considerados como remotos (Laguna Zempoala y Laguna Miramar) permitió evaluar su acumulación histórica, enriquecimiento e impacto ecotoxicológico en dichos sistemas acuáticos. Para ello se determinó la edad de los núcleos de sedimento a través de los métodos de fechado con ^{210}Pb y ^{137}Cs , además del tamaño de partícula, concentración de metales y contenido de carbono orgánico e inorgánico y nitrógeno. Los resultados para Laguna Zempoala fueron: tasa de acumulación $0.059 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$, tasa de sedimentación 0.36 cm año^{-1} , limos 67.8-83%, arcillas 12.1-23.1%, COT 14-17%, CIT $<0.69\%$, Hg $96.8\text{-}179.9 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$, Pb $9.47\text{-}52.09 \text{ mg kg}^{-1}$ y Cd $1.03\text{-}1.8 \text{ mg kg}^{-1}$. Para Laguna Miramar: tasa de acumulación $0.641 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$, tasa de sedimentación $1.238 \text{ cm año}^{-1}$, limos 76.5-93.2%, arcillas 4.6-19.3%, COT $<3\%$, CIT $>4\%$, Hg $44\text{-}133 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$, Pb $38.42\text{-}47.93 \text{ mg kg}^{-1}$ y Cd $0.98\text{-}1.53 \text{ mg kg}^{-1}$.

Se encontró que el COT, Fe y Mn influyen en la distribución de los metales en los sedimentos de Laguna Zempoala mientras que el CIT lo hace como diluyente en Laguna Miramar. La relación C/N ayudó a identificar que la fuente de materia orgánica es terrígena en ambos núcleos y que un aporte menor en años recientes se atribuye a las actividades agrícolas y la tala clandestina. Los FE de Cd y Hg en Laguna Zempoala indican un enriquecimiento nulo, al contrario del Pb con un bajo enriquecimiento como consecuencia del aporte atmosférico y el arrastre de partículas hacia el lago. El enriquecimiento de Hg es nulo aunque un incremento reciente podría imputarse al cambio de uso de suelo. Al comparar los perfiles de concentración con los reportados en la literatura, se observó que la discrepancia entre concentraciones se debe posiblemente a la diferencia en sus tasas de sedimentación. Las concentraciones de Hg, Cd y Pb en ambos núcleos se encuentran dentro de los valores máximos y mínimos que exhiben otros sistemas lacustres remotos de México y del mundo. Se observaron concentraciones que rebasan el TEL, hecho que podría motivar la definición de políticas o acciones ambientales puntuales a nivel regional y local. Se identificó que las áreas donde se localizan los sitios de estudio han sufrido alteraciones antropogénicas importantes que condicionan la distribución de los metales en los sedimentos. La ausencia de datos referentes a la calidad de agua de los lagos impidió obtener un análisis más profundo y certero sobre la acumulación y comportamiento de los contaminantes.

ABSTRACT

Since pre-industrial times Hg, Cd and Pb have been released to the environment by natural sources. Nevertheless, anthropogenic activities have increased metal concentrations in ecosystems during the last decades, turning these into a global concern due to their negative effects. Once emitted, metals may reach the atmosphere and be transported long distances before settling into soils and aquatic systems. Through different mechanisms, these pollutants are carried towards the sediments of water bodies, where they finally accumulate. Recently, remote lakes have become important objects of research to analyse regional variations in anthropogenic inputs due to their distance from direct sources.

In Mexico, monitoring programs for metals are not yet well established. Consequently, the analysis of sediment cores from two remote lakes (Laguna Zempoala and Laguna Miramar) allowed the evaluation of the accumulation of these pollutants through history, their enrichment and ecotoxicological impact in aquatic systems. The sediment cores were dated through ^{210}Pb and ^{137}Cs methods. It was also determined the particle size, concentration of metals and contents of organic and inorganic carbon and nitrogen. The resulting variables for Laguna Zempoala were: accumulation rate $0.059 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, sedimentation rate 0.36 cm yr^{-1} , silt 67.8-83%, clay 12.1-23.1%, TOC 14-17%, TIC <0.69 %, Hg 96.8-179.9 $\mu\text{g kg}^{-1}$, Pb 9.47-52.09 mg kg^{-1} and Cd 1.03-1.8 mg kg^{-1} . For Laguna Miramar: accumulation rate $0.641 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, sedimentation rate 1.238 cm yr^{-1} , silt 76.5-93.2%, clay 4.6-19.3%, TOC <3%, TIC > 4%, Hg 44-133 $\mu\text{g kg}^{-1}$, Pb 38.42-47.93 mg kg^{-1} and Cd 0.98-1.53 mg kg^{-1} .

It was observed that TOC, Fe and Mn possibly influence the distribution of metals in sediments of Laguna Zempoala while the TIC plays a role as a diluent in Laguna Miramar. The C/N ratio helped to identify the terrigenous source of organic matter in both cores and a lower contribution in recent years was attributed to agricultural activities and illegal logging. The EF of Cd and Hg in Laguna Zempoala indicated no enrichment, unlike Pb which showed a low enrichment as a result of atmospheric inputs and soil particle entrainment into the lake. A high EF of Pb in Laguna Miramar could be due to the particular site conditions. The enrichment of Hg in recent years could be attributed to the change in land use. By comparing the concentration profiles with those reported in the literature, it was observed that the discrepancy between concentrations may be due to the difference in their sedimentation rates. Hg, Cd and Pb concentrations in both cores are within the maximum and minimum values that display other remote lake systems in Mexico and in the world. It was observed that some metal concentrations were above the TEL, a fact that suggests the need to define specific environmental policies or actions at regional and local level. It was remarked that the protected natural areas where the study sites are located have suffered major anthropogenic disturbances that affect the distribution of metals in sediments. The absence of data related to the water quality prevented the opportunity to obtain a deeper and more accurate analysis of the accumulation and behaviour of pollutants.

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se ha evidenciado que el uso de sustancias tóxicas persistentes y bioacumulables (STPB) constituye una amenaza para el medio ambiente y la salud humana (Fernández-Bremauntz *et al.*, 2004). Las STPB se caracterizan por ser altamente tóxicas y almacenarse, principalmente, en los tejidos grasos de peces, humanos y otros mamíferos.

Algunas STPB poseen la particularidad de ser semivolátiles lo cual facilita su incorporación a la atmósfera cuando se evaporan; mientras que otras, simplemente se adhieren a partículas suspendidas presentes en el aire. El viento y otras rutas ambientales, como la migración de ciertas especies animales, transportan las partículas que contienen las STPB a lo largo de miles de kilómetros hasta depositarlas en ecosistemas terrestres o acuáticos, alejados de su punto de origen. Una vez ahí, las STPB tienen la capacidad de reingresar a la atmósfera y ser nuevamente transportadas a grandes distancias, por lo que su movimiento puede describirse como un “efecto saltamontes” debido a los “saltos” que efectúan entre el aire y los ecosistemas (Weinberg, 2009).

En general, las STPB viajan de regiones más cálidas hacia zonas más frías ya que a temperaturas templadas se evaporan más fácilmente en comparación de cuando se encuentran en los polos o las áreas montañosas, donde no hay la energía térmica suficiente para revolatilizarse. Así, su transporte depende en gran medida de las condiciones meteorológicas que prevalezcan en el medio y por tanto, su destino final puede no solo limitarse a una escala regional sino incluso intercontinental (CCA, 1997).

Dentro de las STPB se encuentran incluidos diversos grupos como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), los compuestos polibromados, los metales pesados (Hg, Pb y Cd) y los compuestos orgánicos persistentes (COP) que comprenden a los bifenilos policlorados (BPC), plaguicidas (aldrín, dicloro difenil tricloroetano (DDT), clordano, etc.), dioxinas y furanos (Fernández-Bremauntz *et al.*, 2004).

El Hg, Pb y Cd, contaminantes de interés para el desarrollo de este trabajo de investigación, tienden a acumularse en los cuerpos de agua, donde son transportados desde la superficie hasta el fondo a través de partículas de materia orgánica, sólidos suspendidos y óxidos de Fe y Mn (Sigg *et al.*, 1987); por lo tanto, se considera a los sedimentos como el destino final de los metales en el ambiente. De igual manera, los metales pesados depositados en el suelo (asociadas a partículas de arcilla y materia orgánica) llegan a formar parte de los sedimentos del cuerpo de agua cuando experimentan un arrastre por procesos erosivos.

Siendo así, los sedimentos no perturbados constituyen archivos naturales para la reconstrucción de las variaciones, a corto y largo plazo, de los aportes antropogénicos (Mikac *et al.*, 2011). Por consiguiente, los sedimentos son excelentes matrices ambientales para el monitoreo de la contaminación histórica por metales (Hansen, 2012).

Se ha demostrado que los lagos árticos, de alta montaña o en reservas naturales (lagos remotos) representan sistemas ideales para estudiar el transporte atmosférico de los contaminantes (Olusola-Akinyemi *et al.*, 2013; Mikac *et al.*, 2011; Stromsoe *et al.*, 2013; Yang y Rose, 2005; Yang *et al.*, 2010). Recientemente, estos lagos se han vuelto un objeto de investigación importante para comprender la movilización de los metales pesados, conocer sus concentraciones naturales e identificar sus diversas fuentes dentro de la región donde se encuentran localizados.

El establecimiento de numerosos convenios internacionales vinculados con la gestión adecuada de los productos y residuos que contienen Hg, Cd y Pb es un claro reflejo de la preocupación mundial que se tiene respecto a estos contaminantes. En las últimas décadas México ha ratificado la gran mayoría de esos acuerdos, viéndose comprometido a tomar medidas de control que se han ido traduciendo en algunas acciones locales para reducir su uso, liberación y propagación en el medio ambiente (ver Anexo 1).

Pese a la reciente aplicación de programas de monitoreo de Hg, Cd y Pb en el país, éstos no contemplan la medición rutinaria de los metales y, en consecuencia, se carece de información precisa acerca de sus fuentes de emisión, concentraciones en las diferentes regiones del país, sitios donde están mayormente acumulados, etc.

Este estudio pretende analizar núcleos de sedimento de dos lagos remotos para conocer la acumulación histórica de metales pesados (Hg, Cd y Pb); es decir, una reconstrucción que permita evaluar los efectos de las actividades antropogénicas durante los últimos 80 años y de esta manera, aportar información relevante que contribuya a entender mejor la situación con respecto a estos contaminantes.

OBJETIVO

Evaluar la acumulación histórica de metales pesados (Hg, Cd y Pb) en dos lagos remotos, mediante muestreo y análisis de núcleos de sedimento.

HIPÓTESIS

El análisis de núcleos de sedimento de los lagos remotos, permite reconstruir cambios históricos en las concentraciones de cadmio, mercurio y plomo.

La tasa de sedimentación influye en la concentración de metales en sedimentos de cuerpos de agua.

ALCANCES

- Análisis de las variaciones históricas en concentración y en factores de enriquecimiento de metales.
- Comparación de las concentraciones de metales obtenidas en los cuerpos de agua seleccionados con trabajos efectuados en otras regiones.
- Evaluación de los resultados obtenidos respecto a políticas de reducción de emisiones y/o eventos regionales o locales específicos.

3. MARCO TEÓRICO

3.1 Fechado de sedimentos

El fechado de sedimentos se puede realizar a través de distintos métodos dependiendo del intervalo de tiempo que se quiera analizar. Para estudios que desean conocer los cambios ambientales ocurridos en épocas recientes (últimos 150 años, aproximadamente), las técnicas isotópicas o radiométricas son las más utilizadas; para periodos más largos (miles de años), el método que se usa con más frecuencia es el fechado con Carbono-14 (^{14}C) o AMS (vida media de 5730 ± 40 años). Existen otros procedimientos de fechado que proveen información adicional al relacionar la presencia de biomarcadores u otros indicadores locales (esporas, polen, material procedente de la erosión, cenizas de erupciones volcánicas o incendios forestales, organismos fosilizados, etc.) con un periodo determinado (Smol, 2002).

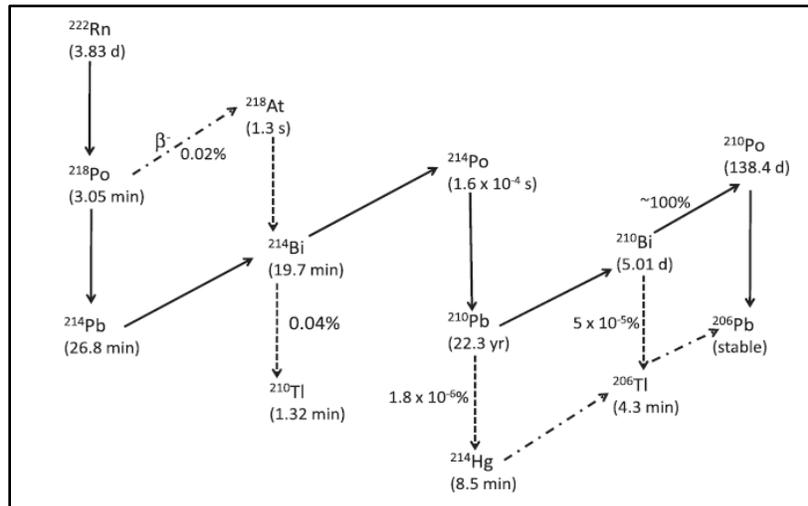
3.1.1 Técnicas isotópicas

Los metales pesados comenzaron a liberarse a la atmósfera desde los inicios de la industrialización a mediados del siglo XIX (Smol, 2002). Los objetivos de este trabajo de investigación pueden alcanzarse al implementar una técnica isotópica que consiga proporcionar una perspectiva histórica de la acumulación de los contaminantes de interés.

Uno de los métodos radiométricos más comúnmente utilizado es la medición del isótopo Plomo-210 (^{210}Pb), trazador ideal para cuantificar procesos atmosféricos comprendidos en el último siglo, tales como rastreo de fuentes, tiempos de residencia de aerosoles, velocidades de deposición, flujo e intercambio entre los sistemas ambientales de otras especies gaseosas (Hg^0 , por ejemplo), procesos de unión de iones metálicos a los aerosoles atmosféricos, entre otros (Baskaran, 2011; Jweda y Baskaran, 2011).

La actividad del ^{210}Pb -total ($^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$) en los sedimentos tiene dos componentes (Appleby y Oldfield, 1983; Sánchez-Cabeza *et al.*, 2012):

1. El ^{210}Pb -base que se deriva del decaimiento *in situ* del isótopo Radio-226 (^{226}Ra) (vida media de 1,600 años) y que integra la estructura mineral de los sedimentos.
2. El ^{210}Pb -depositado ($^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$) que resulta del decaimiento natural del isótopo Radón-222 (^{222}Rn) atmosférico (Figura 1) y que se deposita, vía húmeda o seca, en la superficie terrestre o en los sedimentos de cuerpos de agua al ser absorbido por las partículas de materia suspendida. La actividad del $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ disminuye con la profundidad debido a su decaimiento (vida media de 22.3 años), y se puede calcular por la diferencia entre las actividades del $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ y el ^{210}Pb -base.



Fuente: (Baskaran, 2011).

Figura 1. Decaimiento del ^{222}Rn

En general, es posible corroborar la confiabilidad de los resultados obtenidos con el método de ^{210}Pb al compararlos con la actividad del Cesio-137 (^{137}Cs) en los sedimentos, ya que el ^{137}Cs es un producto secundario de la generación de energía termonuclear que se relaciona directamente con eventos nucleares específicos ocurridos en el mundo (Ruiz-Fernández *et al.*, 2007). El ^{137}Cs se introdujo principalmente a la atmósfera cuando se iniciaron las primeras pruebas nucleares en 1952, trayendo como consecuencia su eventual deposición en el suelo y sedimentos a través de los mismos mecanismos por los que se deposita el ^{210}Pb . La deposición de ^{137}Cs , alcanzó su pico máximo entre 1961 y 1963 como resultado de los ensayos realizados con armas nucleares y posteriormente, fue decreciendo rápidamente por el cese de las mismas actividades (Jweda y Baskaran, 2011; Smol, 2002).

3.1.1.1 Modelos de fechado

Existen cuatro modelos experimentales de fechado con ^{210}Pb de acuerdo a lo compilado por Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández (2012). El modelo CFCS (Constant Flux Constant Sedimentation) supone que tanto la tasa de acumulación (relativa al suministro de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$) como la de sedimentación (referente al depósito de partículas al sedimento) son constantes. El modelo CS (Constant Sedimentation), el cual no ha sido utilizado para interpretar datos reales, toma en cuenta que la tasa de acumulación es constante y por ende, tanto la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ como su flujo promedio durante la formación de cada sección varían pero de manera proporcionada. El modelo CRS (Constant Rate of Supply) considera que el depósito de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ en la superficie del sedimento es constante, mientras que la tasa de sedimentación varía. El modelo CIC (Constant Inicial Concentration) se basa en que la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ en cada segmento es constante desde el momento de su formación. Todos los modelos consideran que es mínima la migración del ^{210}Pb posterior a la deposición y que la actividad del $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ disminuye exponencialmente con el tiempo.

3.1.2 Indicadores locales

La presencia de indicadores locales en los sedimentos puede ayudar en la identificación de episodios específicos en un tiempo determinado; sin embargo, éstos no son considerados los marcadores de tiempo más confiables para determinar la edad de una secuencia sedimentaria, salvo eventos bien datados y caracterizados a nivel regional (Smol, 2002).

El polen y las esporas son biomarcadores que se utilizan para determinar los cambios climáticos acontecidos en el pasado, los impactos humanos producidos al medio ambiente u otros factores bióticos y abióticos. La cantidad y variedad de polen y esporas en los sedimentos, son aspectos que se relacionan directamente con la abundancia de las plantas de las cuales provienen, ya que dichos factores están en función de la composición de la vegetación; por lo tanto, la introducción, proliferación o desaparición de especies vegetales puede vincularse con eventos históricos conocidos (Bennett y Willis, 2001).

Otro marcador biológico utilizado frecuentemente son las diatomeas. Existe una gran variedad de este tipo de algas, las cuales se diferencian por su tamaño y forma de la frústula (pared celular silíceas), estando ésta última bien preservada en depósitos sedimentarios debido a su alta resistencia a la descomposición bacteriana, disolución química o rotura física. Cada especie exhibe una tolerancia distinta a los cambios en los factores físicos (temperatura, luz, turbulencia, etc.) y químicos (pH, salinidad, nutrientes, etc.) de los sistemas acuáticos en donde se encuentran, por lo que su presencia está asociada a la variabilidad de las condiciones ambientales acontecidas en el pasado (Battarbee *et al.*, 2001).

De igual manera, los incendios forestales pueden utilizarse para fechar las muestras de sedimento cuando se conoce la época del suceso, a través de la presencia de tres marcadores en el fondo de los lagos: 1) el carbón que refleja una combustión directa y la acumulación de partículas durante y después del incendio, 2) el polen, al relacionarse con la vegetación que estuvo sometida a las perturbaciones, y 3) las partículas derivadas de la erosión o la formación de minerales alterados por el evento. Específicamente, el carbón puede provenir de un transporte atmosférico regional (incendios lejanos), extra local (incendio cercano pero fuera de la cuenca) o local (incendio en la cuenca) (Whitlock y Larsen, 2001).

Las cenizas volcánicas también son utilizadas como biomarcadores ya que no todos los volcanes expulsan el mismo tipo de ceniza (tefras) y por lo tanto, una tefra puede fecharse de manera certera cuando es posible asociar la capa en el perfil de sedimento con una erupción volcánica determinada. Actualmente, esta técnica puede emplearse con capas de cenizas que son diferentes, que provienen de la misma erupción o que fueron liberadas por volcanes distintos con composiciones litológicas similares, debido a la presencia de fragmentos de vidrio característicos de las tefras (Turney and Lowe, 2001).

3.2 Metales pesados (Hg, Cd y Pb)

Los metales pesados están considerados entre los contaminantes más dañinos, ya que la mayoría de ellos presenta una marcada afinidad por grupos funcionales que, a su vez, componen estructuras básicas para los seres vivos, afectando los procesos en las que éstas se ven implicadas. El Hg, Cd y Pb, son ejemplos de metales pesados (Manahan, 2007).

3.2.1 Presencia en sistemas ambientales

El Cd es un metal que está disperso de manera considerable en el medio ambiente, primordialmente forma compuestos inorgánicos con otros elementos como oxígeno, cloro, flúor, azufre, iodo y bromo. A su vez, se encuentra asociado a minerales de zinc, plomo y cobre y, en menores proporciones, puede hallarse en diversos suelos y tipos de rocas, en el carbón y en fertilizantes minerales (Sarkar, 2002). Muchos de los compuestos de Cd se caracterizan por ser sólidos muy estables con bajas presiones de vapor, es decir, poco volátiles (UNEP, 2010a) y algunos de ellos, con escasa o nula solubilidad en agua (principalmente óxidos y sulfuros) (Sarkar, 2002).

En contraste, el Pb es un metal poco abundante en la corteza terrestre que, usualmente, se encuentra asociado a zinc, cobre y sulfuros de hierro, así como a minerales de oro, plata, bismuto y antimonio. También, puede hallarse como elemento traza en el carbón mineral, el petróleo y la madera (ATSDR, 2007). En general, el Pb forma diversos compuestos orgánicos e inorgánicos y rara vez se puede presentar como plomo elemental (plomo metálico). Aunque existen más de 200 compuestos orgánicos de plomo, sólo dos de ellos fueron utilizados excesivamente en las décadas pasadas: el tetrametilo y tetraetilo de plomo como aditivos en la gasolina. Entre las numerosas propiedades fisicoquímicas que exhibe este metal, se pueden mencionar su bajo punto de fusión, la estabilidad química en el aire, agua y suelo, su incremento de solubilidad a valores bajos de pH y la resistencia a oxidarse (UNEP, 2010b).

Por su parte, el Hg es un componente habitual de una gran variedad de rocas ígneas, rocas sedimentarias y minerales (zinc, cobre y oro); sin embargo, se extrae fundamentalmente del cinabrio (HgS) por contener alrededor de 86% de este elemento. El Hg también está presente en el carbón, gas natural y otros combustibles fósiles (ATSDR, 1999). Este elemento puede existir en forma líquida, gaseosa o asociado a partículas sólidas, y los tres estados de oxidación en que se presenta son: Hg^0 (mercurio elemental o mercurio metálico), Hg_2^{2+} (mercurio monovalente o mercurio I) y Hg^{2+} (mercurio divalente o mercurio II). El Hg reacciona también con otras especies químicas para formar compuestos orgánicos (dimetilmercurio, fenilmercurio, etilmercurio y metilmercurio) e inorgánicos (sulfuro de mercurio, óxido de mercurio y cloruro de mercurio) (EPA, 1997). Una de las propiedades más importantes del Hg^0 y algunos de sus compuestos es su capacidad para volatilizarse fácilmente, aspecto que contribuye a su toxicidad y exposición de los organismos vivos (UNEP, 2002).

3.2.2 Usos

El Cd se emplea en la fabricación de motores de combustión interna, en el revestimiento de otros metales o aleaciones para prevenir la corrosión y en la manufactura de algunos plásticos (Manahan, 2003). Asimismo, sus compuestos se utilizan en distintos procesos productivos (Tabla 1).

Tabla 1. Usos del cadmio

| Compuesto | Uso |
|---------------------------------------|---|
| Yoduro de cadmio Bromuro de cadmio | Fotografía. |
| Sulfuro de cadmio | Elaboración de pinturas de alta calidad y pigmentos. Celdas solares y una amplia variedad de instrumentos electrónicos. |
| Óxido de cadmio | Componente principal de los acumuladores de níquel. |

Fuentes: (Sarkar, 2002; ATSDR, 2008).

El Pb y sus compuestos se emplean en la producción de un gran número de materiales industriales (Tabla 2). Conjuntamente, el Pb se utiliza en aleaciones con pequeñas cantidades de otros metales, como antimonio (acumuladores y revestimientos de cables), plata (soldadura y ánodos), cobre (láminas para protección contra rayos-x) (UNEP, 2010b), estroncio y estaño (ánodos para procesos de electrodeposición), telurio (tuberías y láminas para instalaciones químicas y blindaje nuclear), entre otros (Manahan, 2003).

Tabla 2. Usos del plomo

| Compuesto | Usos |
|-----------------------------------|---|
| Acetato de plomo | Tinción de textiles, impermeabilizantes, barnices, pigmentos cromados, proceso de cianuración del oro, insecticidas, tintes para cabello, entre otros. |
| Azida de plomo | Compuesto detonador primario para explosivos. Municiones. |
| Cloruro de plomo | Preparación de sales de plomo, reactivos analíticos y pigmentos. |
| Cromato de plomo | Pigmentos de pinturas industriales, plásticos, recubrimientos cerámicos y hule. |
| Nitrato de plomo | Sales de plomo, fabricación de cerillos, oxidante en la industria de colorantes, fotografía, explosivos, bronceado, grabado y litografía |
| Óxido de plomo | Acumuladores, fundentes, cementos, cerámica, esmaltes, vidrio, refinación de petróleo, barnices, pinturas, composiciones resistentes al ácido, entre otros. |
| Sulfato de plomo | Acumuladores, pinturas, cerámicas, pigmentos, compuestos eléctricos y vinílicos que requieren una estabilidad a altas temperaturas. |
| Sulfuro de plomo | Cerámicas, detectores de radiación infrarroja y semiconductores. |
| Tetrametilo y tetraetilo de plomo | Aditivo de gasolinas para aviones, carros de carreras, maquinaria agrícola y marina. |

Fuentes: (ATSDR, 2007; UNEP, 2010b).

El Hg, por otro lado, también tiene considerables aplicaciones industriales (Tabla 3).

Tabla 3. Usos del mercurio

| Aplicaciones | Usos |
|--------------------|---|
| Eléctricas | Celdas galvánicas (ánodo de óxido de mercurio). Lámparas fluorescentes. Interruptores eléctricos. Cableado. Termostatos y tubos catódicos. |
| Médicas | Restauraciones dentales (amalgamas). Termómetros y manómetros (industriales y meteorológicos). |
| Químicas y mineras | Extracción de oro y plata artesanalmente. Catalizador en reacciones para formación de polímeros (cloro vinil y espumas de uretano). Catalizador en industria de cloro-alcálí, para formación de sosa caustica y cloro. Pigmentos en pinturas (óxido y sulfuro de mercurio). |
| Otras | Acetato fenilmercúrico - en preparaciones acuosas como tintas o adhesivos, catalizador para la fabricación de ciertos poliuretanos. Dimetilmercurio – preparación de estándares para resonancia magnética nuclear y espectrometría de masas. |

Fuentes: (ATSDR, 1999; UNEP, 2002).

3.2.3 Fuentes naturales y antropogénicas

El Cd, Pb y Hg, en sus formas químicamente combinadas y algunos en su forma elemental, se liberan al ambiente a partir de fuentes naturales y antropogénicas.

Los procesos naturales que más aportan Cd, Pb y Hg a la atmósfera son las erupciones volcánicas, los incendios forestales y la erosión de rocas y minerales. Específicamente, el Cd y Pb se liberan también a través del transporte aéreo que acarrea partículas de suelo y aerosol marino, mientras que el Hg lo hace al evaporarse continuamente de superficies terrestres y acuáticas (UNEP, 2010a; UNEP, 2010b; UNEP, 2002).

La liberación de Hg, Cd y Pb por fuentes antropogénicas, puede estar asociada a productos elaborados específicamente con estos metales y sus compuestos (fuentes intencionales) o a procesos industriales donde estos elementos se emiten como subproductos al formar parte de las impurezas en las materias primas que se utilizan (fuentes no intencionales) (Tabla 4). Ambas condiciones, pueden presentarse durante las etapas de producción, manufactura, almacenamiento, transporte, uso, incineración o disposición de los productos (UNEP, 2003).

Tabla 4. Fuentes antropogénicas de Hg, Cd y Pb

| | Hg | Cd | Pb |
|---|----|----|----|
| Fuentes intencionales | | | |
| Cloro-alcálí | x | | |
| Pigmentos/ Pinturas | x | | x |
| Pilas/ Baterías | x | x | x |
| Vidrio | | | x |
| Teñido de textiles | | | x |
| Plásticos | | | x |
| Termómetros, manómetros, interruptores eléctricos y electrónicos | x | | |
| Lámparas fluorescentes | x | | |
| Químicos | x | x | x |
| Hierro y acero | | x | x |
| Metales no ferrosos | | x | x |
| Productos derivados del petróleo | | x | x |
| | | | |
| Amalgamas dentales | x | | |
| Municiones | | | x |
| | | | |
| Actividades mineras | | x | x |
| Jales mineros | x | x | x |
| | | | |
| Agua residual | x | x | x |
| Desecho de lodos residuales | x | x | x |
| Fertilizantes/ Residuos agrícolas | x | x | |
| | | | |
| Fuentes no intencionales | | | |
| Pulpa y papel | x | | x |
| Combustión de carbón (energía eléctrica y calor) | x | x | x |
| Combustión de otros carburantes fósiles | x | x | x |
| Minería y otras actividades metalúrgicas – extracción y procesamiento de materiales minerales vírgenes y reciclados | x | x | x |
| Cemento | x | x | x |
| Aditivos para gasolina* | | | x |
| | | | |
| Deposición atmosférica | x | x | x |
| Escorrentía superficial y lixiviación de suelos contaminados | x | | |

Fuentes: (UNEP, 2002, 2010a y b; Merian *et al*, 2004; WHO, 2007).

*Aplica solamente para los aviones, ya que en los últimos 15 años se ha restringido por completo el uso de gasolinas con plomo para los automóviles.

Asimismo, se reconocen liberaciones de Cd, Pb y Hg por los tiraderos no controlados (disposición inadecuada) y la incineración de residuos (municipales, peligrosos, médicos y lodos de depuración), fuentes consideradas al mismo tiempo como intencionales y no intencionales (UNEP, 2010a; UNEP, 2010b; UNEP, 2002).

La removilización de Cd, Pb y Hg se considera una fuente secundaria de emisión, debido a que involucra la liberación de compuestos provenientes de fuentes antropogénicas y naturales que anteriormente habían sido depositados por el viento o la precipitación. Este proceso de movilización reintegra el Cd, Pb y Hg a la atmósfera y,

posteriormente, éstos retornan a los suelos y sistemas acuáticos de agua dulce y salada, quedando nuevamente disponibles para la biota. La removilización puede ocurrir debido a los impactos físicos naturales y antropogénicos que alteran los sedimentos de ríos y la costa, el cambio en el uso de suelo, el aprovechamiento de jales mineros o rocas de desecho, entre otros (UNEP, 2010a; UNEP, 2010b; UNEP, 2002).

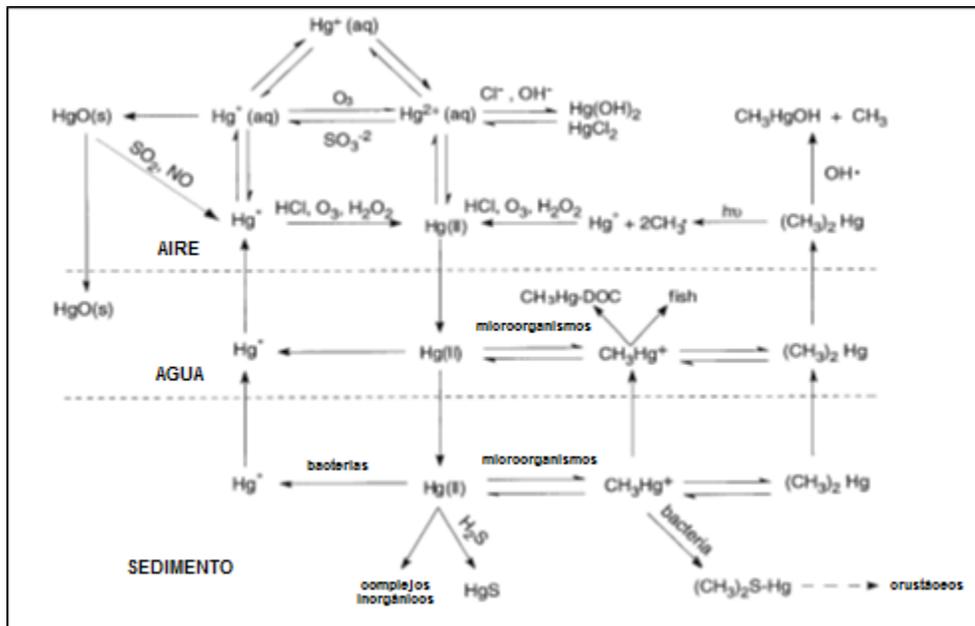
3.2.4 Medios de transporte

3.2.4.1 Aire

Los dos mecanismos responsables de la remoción del Cd, Pb y Hg en la atmósfera son la depositación húmeda y la depositación seca (WHO, 2007). El primero, se lleva a cabo durante los eventos de precipitación (lluvia, nieve, etc.) y depende de la intensidad de los mismos así como del tamaño de la partícula, resultando muy eficiente para aquellas consideradas como ultrafinas (UNEP, 2010a). El segundo, consiste en la adsorción o absorción directa de las partículas aéreas en la superficie terrestre, la superficie del agua o la vegetación, y se ve favorecido cuando se ven involucradas partículas de mayor tamaño (Merian *et al.*, 2004).

El Cd se emite en forma gaseosa de los procesos de combustión y se condensa sobre pequeñas partículas (aproximadamente de 0.2 a 1µm) presentes en el aire (ATSDR, 2008). El Pb, una vez liberado a la atmósfera, permanece en su forma inorgánica (cloruros, óxidos y sulfatos las especies más abundantes) y se transporta unido a partículas al igual que el Cd (UNEP, 2010a; UNEP, 2010b; WHO, 2007). Los compuestos orgánicos de Pb, tetrametilo y tetraetilo de plomo, se encuentran casi por completo en forma de vapor en la atmósfera y sufren una transformación química, por efecto de las reacciones con ozono, radicales hidroxilo y la fotólisis, para descomponerse en óxidos inorgánicos y así poder ser transportados de manera particulada (ATSDR, 2007). El tiempo de residencia del Cd y Pb en la atmósfera varía dependiendo de la densidad de las partículas a las que se encuentran unidos y las condiciones meteorológicas, aspectos que delimitan también la distancia que recorren antes de depositarse. Por ende, la deposición puede ocurrir cerca de las fuentes de origen (deposición seca) o acontecer a miles de kilómetros (deposición húmeda) (UNEP, 2010a; UNEP, 2010b).

Por su parte, el Hg se caracteriza por hallarse en una diversidad de especies dentro de la atmósfera. Por encima del 95% se encuentra como mercurio elemental (Hg^0) gaseoso, mientras que el porcentaje restante lo integran el mercurio divalente u oxidado (Hg^{2+}), el mercurio asociado a partículas y una pequeña cantidad de metilmercurio (EPA, 1997), resultado de las reacciones óxido-reducción que ocurren en la fase gaseosa y líquida (agua de lluvia) de la atmósfera (Figura 2) (Merian *et al.*, 2004). Simultáneamente, la fotólisis contribuye a transformar los compuestos orgánicos de mercurio en Hg^0 , el cual puede oxidarse o no posteriormente (ATSDR, 1999).



Fuente: (ATSDR, 1999).

Figura 2. Transformación del mercurio

La baja solubilidad del Hg^0 en el agua le permite mantenerse en la atmósfera por periodos de 6 días hasta 2 años y por tanto, alcanzar un transporte a nivel global (ATSDR, 1999). Por el contrario, el Hg^{2+} (oxidado y particulado) se remueve relativamente rápido de la atmósfera a través de los mecanismos descritos en un principio, siendo la deposición húmeda el principal entre los dos. El Hg^{2+} (oxidado y particulado) presenta un tiempo de residencia en la atmósfera que va de horas a semanas, limitándose entonces a un transporte a escala local o regional (Merian *et al.*, 2004). Aunque ambas formas de Hg^{2+} (oxidado y particulado) constituyen solamente un pequeño porcentaje del mercurio total en la atmósfera, representan la mayor parte del mercurio depositado en el suelo y cuerpos de agua (ATSDR, 1999).

3.2.4.2 Suelo

El Cd presenta una movilidad media a alta en suelos preferentemente ácidos, ya que la capacidad de las arcillas y la materia orgánica para adsorber este metal disminuye a medida que el pH del suelo también lo hace. Por arriba de un pH de 7, el Cd precipita en forma de fosfatos y carbonatos, inmovilizándose y reduciendo su biodisponibilidad casi por completo (Merian *et al.*, 2004; ATSDR, 2008). En general, se ha encontrado que el 90% del Cd en suelos persiste dentro de los primeros 15 cm de profundidad (UNEP, 2010a).

En suelos con un pH mayor a 5 y poco contenido de materia orgánica, el Pb atmosférico es retenido en las matrices cristalinas de rocas o en el agua intersticial, dentro de los primeros 2-5 cm de profundidad (ATSDR, 2007). Cuando el pH, la capacidad de intercambio catiónico o la disponibilidad de fósforo aumenta, la cantidad de Pb aprovechable por

las plantas disminuye debido a que éste es fuertemente adsorbido por la materia orgánica, formando complejos orgánicos insolubles o precipitados en forma de fosfatos o carbonatos (Merian *et al.*, 2004; UNEP, 2010b). De esta manera, el Pb puede ser difícilmente arrastrado por el agua de lluvia hasta los cuerpos de agua; eventualmente ingresa en ellos por medio de la erosión, contenido en partículas de suelo (ATSDR, 2007).

El Hg atmosférico se deposita en forma de compuestos inorgánicos en el suelo, quedando en su mayoría unido a la materia orgánica (principalmente ácidos húmicos y fúlvicos) y coloides minerales existentes. En consecuencia, el mercurio es retenido por largos periodos, lo que constituye al suelo como un gran reservorio de las emisiones antropogénicas del metal (EPA, 1997; Merian *et al.*, 2004). El mercurio logra movilizarse por escorrentía hacia los ecosistemas acuáticos únicamente cuando se encuentra ligado a suelos poco retenidos o humus (UNEP, 2002). Otros procesos importantes que involucran al mercurio con el suelo son la revolatilización y la metilación (WHO, 2007). La revolatilización de Hg^0 hacia la atmósfera, ocurre en suelos ácidos (pH menor a 3) al reducirse el Hg^{2+} por efecto de la actividad bacteriana, la temperatura, la luz solar u otros factores. La metilación de Hg^{2+} se desarrolla bajo condiciones anaerobias y la presencia de bacterias sulfato-reductoras (ATSDR, 1999; EPA, 1997).

3.2.4.3 Agua

La movilidad del Cd en ambientes acuáticos se debe a la presencia de un bajo pH, niveles bajos de materia en suspensión, alto potencial redox (Eh) y una baja dureza. En cuerpos de agua naturales el transporte de Cd hacia los sedimentos está condicionado por un pH alto y la concentración de material orgánico, precipitando una vez que se ha unido a éste. De igual forma, el Cd se encuentra formando complejos inorgánicos como el sulfuro, carbonato y el óxido de cadmio que, bajo condiciones reductoras, se vuelven insolubles y tienden a precipitar. Cuando se altera el sedimento, el Cd adsorbido en superficies minerales (arcillas) o en el material orgánico, se moviliza más fácilmente que el que se encuentra en los compuestos inorgánicos, quedando disponible para los organismos acuáticos al disolverse en el agua; la removilización hacia la atmósfera no ocurre (ATSDR, 2008).

En general, el Pb (esencialmente Pb^{2+}) está presente en ambientes ácidos formando compuestos inorgánicos con la mayoría de los aniones que se encuentran de manera natural, como ión hidroxilo, carbonato, sulfuro y sulfato. En condiciones alcalinas, la solubilidad de estos compuestos disminuye y precipitan en los sedimentos (UNEP, 2010b). Asimismo, el Pb puede ser transportado a través de la columna de agua cuando forma complejos estables con la materia orgánica suspendida (ATSDR, 2007), la afinidad incrementa cuando incrementa el pH pero decrece al aumentar la dureza del agua (UNEP, 2010b). Por tanto, el Pb se remueve de manera efectiva de la columna de agua a los sedimentos por adsorción en la materia orgánica y arcillas, formando sales insolubles y también, cuando coprecipita al unirse con Fe, Al y Mn (Merian *et al.*, 2004).

Los compuestos inorgánicos de Hg^{2+} , son las formas sólidas predominantes en los cuerpos de agua y en consecuencia, las especies susceptibles a ser transportadas de la columna de agua hacia los sedimentos por medio

del material particulado (materia orgánica) presente en el agua (ATSDR, 1999). Existen dos rutas principales de transformación de estos compuestos inorgánicos: la conversión a metilmercurio como resultado de la actividad microbiana y la reducción a Hg^0 (Merian *et al.*, 2004). En la formación de metilmercurio, son las bacterias sulfato reductoras las responsables de la mayor parte del proceso de metilación, favoreciéndose su actividad bajo condiciones anaerobias (UNEP, 2002). De forma paralela, el Hg^0 volátil se puede formar a partir de mecanismos bióticos y abióticos, como es la reducción del Hg^{2+} por la intervención de microorganismos acuáticos (cianobacterias primordialmente), la presencia de ácidos húmicos y fúlvicos o la fotorreducción. Estos procesos se inhiben a valores altos de pH (Merian *et al.*, 2004, ATSDR, 1999). Aunado a esto, el mercurio gaseoso disuelto en el agua está compuesto por las especies volátiles de mercurio, aproximadamente en un 97% por Hg^0 y menos del 3% por dimetilmercurio, que se evaporan hacia la atmósfera (ATSDR, 1999). En los sedimentos, las transformaciones de Hg se desarrollan de la misma manera que en la columna de agua (Figura 2) (WHO, 2007).

3.2.5 Efectos sobre la salud humana y el medio ambiente

Comúnmente, el Cd se transfiere del suelo a la cadena alimenticia cuando se encuentra en solución y es absorbido fácilmente por la vegetación, para después quedar acumulado en los riñones e hígado de los mamíferos que la ingieren (UNEP, 2010a; WHO, 2007). En sistemas acuáticos, los organismos pueden tomar el Cd directamente del agua o al momento de ingerir otras especies ya contaminadas (Merian *et al.*, 2004).

El Pb también puede bioacumularse en las plantas, al ser absorbido por las raíces o al situarse en la superficie de las hojas como resultado de la depositación atmosférica, afectando sus procesos de crecimiento y reproducción. En vertebrados, la presencia de Pb puede darse al inhalarlo en ambientes contaminados o por la ingesta de vegetales que han acumulado previamente el metal (ATSDR, 2007), lo que puede llegar a modificar las funciones de los riñones, sistema nervioso central y producción/desarrollo de células rojas (WHO, 2007; UNEP, 2010b).

El contenido total de Hg en las hojas y raíces de las plantas es insignificante en comparación con la concentración que exhiben los organismos de sistemas acuáticos (Merian *et al.*, 2004). Específicamente, es el metilmercurio el que se bioacumula en los organismos que se encuentran en la columna de agua y los sedimentos, llegando a biomagnificarse de 10,000 a 100,000 veces en las especies dominantes o de gran tamaño, y causando efectos significativos sobre sus procesos de reproducción y sistema neurológico (ATSDR, 1999; UNEP, 2002).

En la Tabla 5, se hace mención de las afectaciones más importantes que traen consigo el Hg, Cd y Pb a la salud humana.

Tabla 5. Afectaciones a la salud humana

| | |
|-----------|--|
| <p>Hg</p> | <p>Compuestos inorgánicos: su ingestión e inhalación producen alteraciones en la piel, ojos, tracto gastrointestinal y riñones, además de daños neurológicos y del comportamiento como temblores, depresión, cambios en la personalidad, insomnio, pérdida de la memoria, cambios en el sistema neuromuscular y dolores de cabeza.</p> <p>Metilmercurio: la principal fuente de exposición es una dieta a base de pescado y mariscos contaminados, causando daños al sistema neurológico</p> <ul style="list-style-type: none"> • A bajas concentraciones, los efectos en fetos pueden aparecer más tarde en forma de discapacidad psicomotora o mental (convulsiones, crecimiento retardado, disminución de la capacidad auditiva y visual, problemas de lenguaje, pérdida de memoria, etc.), mientras que a niveles muy altos se puede presentar un cuadro clínico similar a la parálisis cerebral. • En adultos, los efectos a bajas concentraciones pueden ser parestesia, malestar y visión borrosa, a mayor exposición aparecen síntomas como sordera, ataxia, coma e incluso la muerte. <p>Mercurio elemental gaseoso: puede ocasionar problemas graves en los sistemas digestivo, nervioso e inmune, incluyendo también alteraciones en riñones e hígado.</p> |
| <p>Pb</p> | <p>Los huesos, dientes y cabello constituyen el reservorio final más grande en el cuerpo.</p> <p>Exposición aguda: a altas concentraciones los efectos inmediatos son trastorno gastrointestinal (náusea y dolor abdominal), daño renal y hepático, hipertensión y efectos neurológicos (somnia, dolor de cabeza o malestar generalizado).</p> <p>Exposición crónica: efectos hematológicos (anemia) o alteraciones neuronales (irritabilidad, letargo, convulsiones, debilidad muscular, ataxia, temblores y parálisis).</p> <ul style="list-style-type: none"> • En hombres adultos, se presentan efectos reproductivos como la disminución en la producción de espermatozoides y el aumento en el número de espermatozoides anormales. • A altas concentraciones, en mujeres embarazadas puede provocar aborto involuntario, nacimiento prematuro, bajo peso al nacer y malformaciones. • A medida que su concentración incrementa en la sangre de los niños, se derivan problemas neurológicos importantes como déficit de atención, agresión y alteraciones del coeficiente intelectual. |
| <p>Cd</p> | <p>Altas concentraciones en el organismo alteran el metabolismo del calcio, ocasionando problemas de osteomalacia y osteoporosis.</p> <p>Al acumularse principalmente en los riñones (vida media de 10 a 35 años en los órganos), provoca disfunción renal que por lo general es irreversible y formación de cálculos renales.</p> <p>Su inhalación deriva en enfermedades crónicas de los pulmones, como neumonitis o edema pulmonar, y puede contribuir al desarrollo de cáncer de pulmón.</p> |

Fuentes: (WHO, 2007, 2010a, b y c).

3.3 Metales en la columna sedimentaria

Los núcleos de sedimento constituyen registros históricos de la acumulación de metales, producto de los eventos ocurridos en la cuenca de un cuerpo de agua en particular, siendo entonces medios convenientes para evaluar las cargas naturales de los elementos de interés y los cambios provocados por las actividades humanas; sin embargo, tanto los metales derivados de fuentes naturales como antropogénicas se hallan de manera simultánea en los sedimentos, lo que dificulta determinar qué proporción corresponde a cada una de ellas (Förstner, 1976).

Asimismo, es importante tomar en cuenta que los aportes antropogénicos y las cargas naturales de metales pueden variar dependiendo de la naturaleza, la distribución del tamaño de grano y la composición mineralógica (contenido de materia orgánica, por ejemplo) de los sedimentos (Loring y Rantala, 1992).

3.3.1 Diagénesis

El proceso de diagénesis se refiere a aquellos cambios químicos que, al modificarse las condiciones redox, alteran la composición de los sedimentos lacustres. La degradación de la materia orgánica por microorganismos heterotróficos es el proceso responsable de establecer dichas condiciones, involucrando una serie de reacciones en las cuales intervienen distintos aceptores de electrones (Callender, 2000). Primeramente, ocurre la respiración aeróbica donde las bacterias utilizan el oxígeno disuelto (O_2) como principal oxidante para descomponer el material orgánico y una vez que éste se ha consumido, el proceso continúa al emplear aceptores de electrones alternativos (Tabla 6) bajo un ambiente cada vez más anaerobio (Alloway, 2013).

La disminución del Eh en las zonas reductoras más profundas de los sedimentos provoca la disolución de los óxidos de Fe y Mn, junto con la liberación de los metales asociados a ellos, y su consecuente migración hacia la superficie de la columna sedimentaria. Las condiciones óxicas en la interfase agua-sedimento inducen la precipitación de los metales en cuestión, formando nuevamente óxidos de Fe y Mn capaces de asociarse (por mecanismos de coprecipitación y/o adsorción) a los metales que se hallan en la superficie (Förstner, 1976; Tessier *et al.*, 1996). Por lo tanto, el enriquecimiento superficial de metales en los núcleos de sedimento puede llegar a malinterpretarse como un indicador de recientes aportes antropogénicos y no como una movilización de contaminantes (Sanei y Goodarzi, 2006).

Tabla 6. Reacciones redox y rango de Eh

| Rango de Eh (mV) | Reacción | Aceptor de electrones | Proceso |
|------------------|---|-----------------------|-------------------------|
| > 450 | $O_2 + 4H^+ + 4e^- = 2H_2O$ | O_2 | Respiración aeróbica |
| 200 - 400 | $NO_3^- + 6H^+ + 5e^- = 1/2 N_2 + 3H_2O$ | NO_3^- | Desnitrificación |
| 100 - 200 | $MnO_2(s) + 4H^+ + e^- = Mn^{2+} + 2H_2O$ | MnO_2 | Reducción de Mn^{IV} |
| -100 - 200 | $Fe(OH)_3(s) + 3H^+ + 2e^- = Fe^{2+} + 3H_2O$ | $Fe(OH)_3$ | Reducción de Fe^{III} |
| -150 - 0 | $SO_4^{2-} + 10H^+ + 8e^- = H_2S + 4H_2O$ | SO_4^{2-} | Reducción del sulfato |
| < -250 | $CH_3COOH = CH_4 + CO_2$ | CH_3COOH | Metanogénesis |

Fuente: modificado de Alloway (2013).

3.3.2 Normalización

Para poder identificar las contribuciones antropogénicas, es necesario normalizar las concentraciones de los metales, es decir, contrarrestar los efectos de las variaciones en la distribución del tamaño de partícula o la composición mineralógica, de lo contrario se estaría reflejando un aumento en las concentraciones contrario al que pudiera generarse únicamente por la contaminación.

En la normalización, se emplean las determinaciones de tamaño de grano, dado que el fraccionamiento hidráulico o químico de las partículas resulta en una disminución de sus dimensiones y en un consecuente incremento de las concentraciones de metales, las de Li y/o Al con el propósito de tomar en cuenta las variaciones respecto a la fracción mineral de aluminosilicatos, y también la determinación del carbonato por ser un importante diluyente bajo ciertas condiciones (Loring y Rantala, 1992). Al mismo tiempo, las determinaciones de Fe, Mn, sulfuros y materia orgánica son ampliamente utilizadas, ya que el principal mecanismo que controla el enriquecimiento de metales en sedimentos lacustres óxicos, particularmente de Hg, Pb, Cd, Cu y Zn, es la formación de complejos estables con la materia orgánica y los óxidos de Fe y Mn, mientras que en sedimentos anóxicos domina la formación de sulfuros metálicos (Eggleton y Thomas, 2004; El Bilali *et al.*, 2002; Wen y Allen, 1999).

3.3.2.1 Factor de enriquecimiento (FE)

El factor de enriquecimiento (FE) permite determinar el grado de enriquecimiento de los aportes antropogénicos en los sedimentos en base a los niveles naturales o de fondo de los elementos de interés, todo esto a partir de un proceso de normalización que emplea metales de referencia.

Los metales de referencia deben ser conservativos y no susceptibles a los cambios de condiciones (entrada de diluyentes o variaciones en las tasas de sedimentación) o procesos diagenéticos que pudieran alterar su concentración. Se considera que estos elementos guardan un flujo relativamente constante desde la corteza terrestre y por ende, integran una parte de la fracción mineral de los sedimentos, como es el caso del Al que semeja las variaciones de la fracción de los aluminosilicatos, en particular de la fracción arcillosa, o el Li que representa las micas o los minerales arcillosos (Loring y Rantala, 1992). El Al, Fe, Mn, Si, Ca, Na, K o Ti, se pueden usar como metales de referencia debido a que constituyen el 99% del contenido total de elementos en la corteza terrestre (Alloway, 2013).

Los niveles de fondo se pueden estimar por medio de las concentraciones promedio en la corteza reportadas en la literatura o mediciones directas en sedimentos que proporcionen valores característicos de los tiempos pre-industriales, pudiendo ser los registrados a nivel del ^{210}Pb -base (tiempo mayor a 100 años). Por lo tanto, el FE se calculó a partir de la fórmula definida por Stromsoe *et al.* (2013):

$$FE = \frac{([Me]/[Mref])_{muestra}}{([Me]/[Mref])_{nivel\ de\ fondo}}$$

Siendo $([Me]/[Mref])_{muestra}$ la concentración del metal de interés normalizada con un metal de referencia para la muestra de sedimentos y $([Me]/[Mref])_{nivel\ de\ fondo}$ la concentración del metal normalizada con un metal de referencia para los niveles de fondo.

Un valor del FE cercano a la unidad indica un origen litogénico del elemento, mientras que valores más altos significan un enriquecimiento de los elementos respecto a sus concentraciones en el fondo natural. Los niveles de enriquecimiento utilizados fueron bajo ($1.5 < EF < 3$), moderado ($3 < EF < 5$) y elevado ($EF > 5$) establecidos por Essien *et al.*, 2009 (citado en Ontiveros-Cuadras *et al.*, 2014).

4. ANTECEDENTES

En esta sección se hace mención de la literatura que reporta la variabilidad del flujo de metales pesados en núcleos de sedimento procedentes de diferentes lagos remotos en México y el mundo, así como el fechado de los mismos a través de la aplicación de técnicas radiométricas específicas, enfatizando la del ^{210}Pb y ^{137}Cs .

4.1 Antecedentes nacionales

Soto-Jiménez *et al.* (2006) analizaron la concentración de plomo y la composición de los isótopos de plomo en núcleos sedimentarios del Lago Espejo de los Lirios, al norte del área metropolitana de la Ciudad de México y el Lago Verde, al sureste del estado de Veracruz. Determinaron que los cambios en ambos factores explican la acumulación del metal en el transcurso del siglo pasado, la cual se atribuyó a la combustión de gasolinas con tetraetilo de plomo y la producción del mismo en el territorio mexicano.

Ruíz-Fernández *et al.* (2007) utilizaron la técnica de fechado con ^{210}Pb y ^{137}Cs para reconstruir el flujo histórico de metales pesados en un núcleo de sedimentos del Lago Verde, Veracruz. En los sedimentos más recientes, registraron un enriquecimiento considerable por plomo (26 veces el límite de concentración natural (LCN)) y de manera moderada para Cd y Hg (6 y 4 veces el LCN, respectivamente). El sitio de estudio está localizado en una cuenca poco industrializada, por lo que un incremento en la concentración se debió, posiblemente, al transporte aéreo de larga distancia.

Hansen (2012) comparó la acumulación histórica de metales, obtenida por el método de fechado con ^{210}Pb y ^{137}Cs , en núcleos sedimentarios de diversos cuerpos de agua del país. Señaló que las altas concentraciones de metales pesados en la Laguna Miramar (lago remoto) corresponden, probablemente, a la baja tasa de sedimentación que presenta, un aumento en la deforestación de la zona o la erupción del volcán Chichonal en 1982. Por el contrario, la concentración de plomo presentó una tendencia a la baja en el Lago de Pátzcuaro, la Laguna Miramar y la Laguna Zempoala (lago remoto), reducción que se adjudicó al desuso de las gasolinas plomadas.

Finalmente, Ontiveros-Cuadras *et al.* (2014) estudiaron la acumulación, enriquecimiento y la procedencia de algunos metales pesados, incluidos Cd, Pb y Hg, en núcleos sedimentarios de tres lagos de la Meseta Central Mexicana con distintos grados de urbanización: Lago Santa Elena en un área remota, Lago El Tule en una zona rural ligeramente urbanizada y el Lago de Chapala en un área altamente urbanizada. Identificaron que el aporte terrígeno fue una de las fuentes más importantes de metales debido, principalmente, a la deforestación y erosión de las zonas aledañas, seguido del aporte atmosférico de cenizas volcánicas y fuentes directas. Los niveles de concentración de algunos metales en los tres sitios rebasaron los límites ecológicos internacionales establecidos.

4.2 Antecedentes internacionales

Rose y Rippey (2002) emplearon la técnica con ^{210}Pb para reconstruir la deposición histórica de metales pesados en secuencias sedimentarias del lago remoto Loch Coire nan Arr, al noroeste de Escocia. Reportaron que la fuente principal de estos contaminantes es el transporte atmosférico desde industrias distantes y a pesar de mostrar un decremento en la actualidad, Pb, Zn, Cu, Cd, As y Hg se encuentran por encima de los niveles pre-industriales.

Alfaro De La Torre y Tessier (2002) estudiaron la deposición y movilidad del Cd en sedimentos del lago Tantaré, Canadá, un cuerpo de agua prístino oligotrófico predominantemente ácido. A partir de análisis geoquímicos del sedimento, agua intersticial, isótopos radioactivos (^{210}Pb , ^{137}Cs y ^{241}Am) y macrobentos, los autores determinaron que el flujo de este contaminante se debe más a una variación en la aportación atmosférica que a los procesos diagenéticos de removilización/redistribución en la columna de sedimentos. La tasa de acumulación de Cd estimada fue de $5.4 \pm 0.4 \times 10^{-11} \text{ mol cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

Belzile *et al.* (2004) evaluaron perfiles de metales pesados, utilizando el método con ^{210}Pb , en sedimentos de lagos localizados dentro del Parque Killarney, Canadá. Todos los perfiles mostraron una disminución reciente; sin embargo, identificaron que la variación en las concentraciones de Fe, Mn, As y Co está parcialmente enmascarada por la removilización diagenética, caso contrario para Cd, Cu, Ni, Pb y Zn donde la deposición está relacionada con la historia de la industrialización en América del Norte y las actividades mineras en Sudbury. Los resultados reflejan que el área se encuentra en un proceso de transición entre la fuerte influencia de fuentes contaminantes regionales al dominio de la deposición atmosférica continental.

Yang y Rose (2005) extrajeron núcleos de sedimento de cinco lagos remotos en el Reino Unido para conocer la distribución histórica de algunos metales pesados (Pb, Zn, Cu, Cd, Cr, Ni, Sn, As y V). Los factores más influyentes en dicha distribución fueron el transporte atmosférico, la deforestación y la erosión de la cuenca. Encontraron que la deposición de estos elementos presenta un registro mayor a 100 años, lo que indica que posiblemente la contaminación inicio antes de la época de la industrialización. A pesar de la considerable reducción del aporte vía atmosférica y la disminución de las concentraciones en los sedimentos superficiales, las concentraciones de metales fueron mayores que las de fondo natural.

Evenset *et al.* (2007) determinaron el flujo histórico de metales pesados en sedimentos extraídos del Lago Ellasjøen, Bjørnøya, en el Ártico noruego, mediante el método radiométrico con ^{210}Pb . La mayoría de los metales analizados (As, Cd, Co, Ni y Zn) tuvieron un incremento desde 1930 hasta 1970, aproximadamente, y un declive paulatino en los años posteriores; sólo el Hg aumentó gradual y continuamente desde comienzos de la era industrial. Los autores señalaron también que los cambios en el aporte de contaminantes, se debieron a una alta tasa de sedimentación y al suministro de los mismos por un transporte tanto atmosférico de larga distancia como biológico (guano de aves marinas), ya que la isla no tiene influencia de actividades industriales ni agrícolas.

Mast *et al.* (2010) estudiaron la depositación histórica de Hg y otros metales pesados en sedimentos de nueve lagos dentro de los parques nacionales Rocky Mountain, Colorado y Glacier, Montana. Los núcleos colectados se fecharon con ^{210}Pb . Las concentraciones en sedimentos fueron similares entre los sitios, disminuyendo en el orden $\text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{As} > \text{Co} > \text{Cd}$. En el caso específico del Hg, encontraron que los flujos modernos (posteriores a 1985) fueron 3.2 veces mayores a los preindustriales (antes de 1875), característica análoga a lo reportado para otros lagos remotos en Norte América. En general, en estos núcleos se registraron preferentemente tendencias de la depositación atmosférica de contaminantes en lugar de cambios en los materiales geológicos o la diagénesis.

Thevenon *et al.* (2011) utilizaron la técnica radiométrica con ^{137}Cs y ^7Be para conocer el registro sedimentario de metales pesados (Cr, Cu, Pb, Zn, Mn y Hg) en dos lagos alpinos suizos, Lucerne y Meidsee. En los perfiles de ambos sitios se exhiben patrones de variación simultáneos para Pb y Hg en épocas concretas, destacándose los años posteriores a la Revolución Industrial (1850) donde se encontraron las mayores concentraciones, en el siglo XX cuando aumentaron 10 veces las liberaciones industriales de metales en la zona de los Alpes y en las últimas décadas donde predominaron las emisiones de la industria de la madera y quema de carbón.

Poste *et al.* (2012) midieron Hg en sedimentos, fechados con ^{210}Pb y ^{137}Cs , provenientes del lago cráter Bosomtwe, Ghana. Las concentraciones de fondo (1870), los picos máximos (1967) y los flujos actuales (2000) del elemento fueron 13.5, 40.5 y 20.9 $\mu\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$, respectivamente. La disminución reciente refleja un descenso en las concentraciones atmosféricas globales de Hg o en las emisiones europeas, lo cual se atribuyó a la implementación de medidas para la reducción en el uso y emisión del metal desde principios de los 80's. La baja relación área-frecuencia del sitio (1.1), lo hacen altamente sensible a los cambios en la depositación atmosférica de Hg, ya que se reduce la influencia por depositación vía terrestre.

Kuwae *et al.* (2013) analizaron registros sedimentarios de los últimos 250 años, a partir de la acumulación de ^{210}Pb , para conocer la depositación de metales en dos lagos alpinos japoneses. Las variaciones verticales indicaron que la contaminación atmosférica con In, Sn, Bi y Pb se ha intensificado marcadamente desde 1980, coincidiendo con el rápido incremento de la producción y consumo de carbón en China y, por ende, con el transporte a larga distancia de esos aerosoles hasta la isla.

Stromsoe *et al.* (2013) estudiaron la acumulación histórica de metales pesados en un lago remoto de las montañas nevadas de Australia, datando los últimos 1800 años con las técnicas isotópicas de ^{210}Pb y ^{14}C . Los sedimentos recientes presentaron un enriquecimiento limitado de los elementos (Ag: 1.3, Pb: 1.3, Zn: 1.1, Cu: 1.2) debido, al parecer, por los procesos geomorfológicos e hidrológicos que diluyen el aporte vía atmosférica al predominar los metales pesados de origen natural. Consideraron que un incremento en la carga atmosférica no resultará en una acumulación de estos contaminantes mayor a la que se presenta en el paisaje circundante; sin embargo, los cuerpos de agua pueden actuar como un depósito a largo plazo para metales en bajas concentraciones.

5. SITIOS DE ESTUDIO

5.1 Criterios de selección de lagos remotos

Los lagos remotos deben estar alejados de toda fuente industrial e intensas actividades humanas (CEC-IMTA, 2003), por lo que los principales criterios de selección regionales suelen ser la densidad de población y el uso agrícola de la tierra en las proximidades.

Los sitios de estudio fueron elegidos a partir de la clasificación hecha por CEC-IMTA (2012), la cual tomó como base el inventario nacional de cuerpos de agua de INEGI (2013a) y los criterios de selección de sitios implementados en el Programa Nacional de Deposición Atmosférica (NADP) de los Estados Unidos (Bigelow *et al.*, 2001) para identificar aquellos sistemas acuáticos mexicanos que pudieran considerarse como remotos al cumplir con la mayoría de los criterios propuestos (listado inferior) que caracterizan a un cuerpo de agua de este tipo.

- a. Cuerpos de agua no costeros, estacionales o pantanosos durante la época de sequía,
- b. Ciudades con $\geq 40,000$ habitantes en un radio de 50 km se eliminaron,
- c. Densidad de población ≤ 100 hab/km² en un radio de 50 km,
- d. Uso del suelo $\leq 20\%$ en un radio de 50 km,
- e. Densidad de población ≤ 200 hab/km² en el área del lago en un radio de 10 km,
- f. Altitud de los cuerpos de agua ($\geq 2,800$ msnm).

5.2 Descripción de sitios de estudio

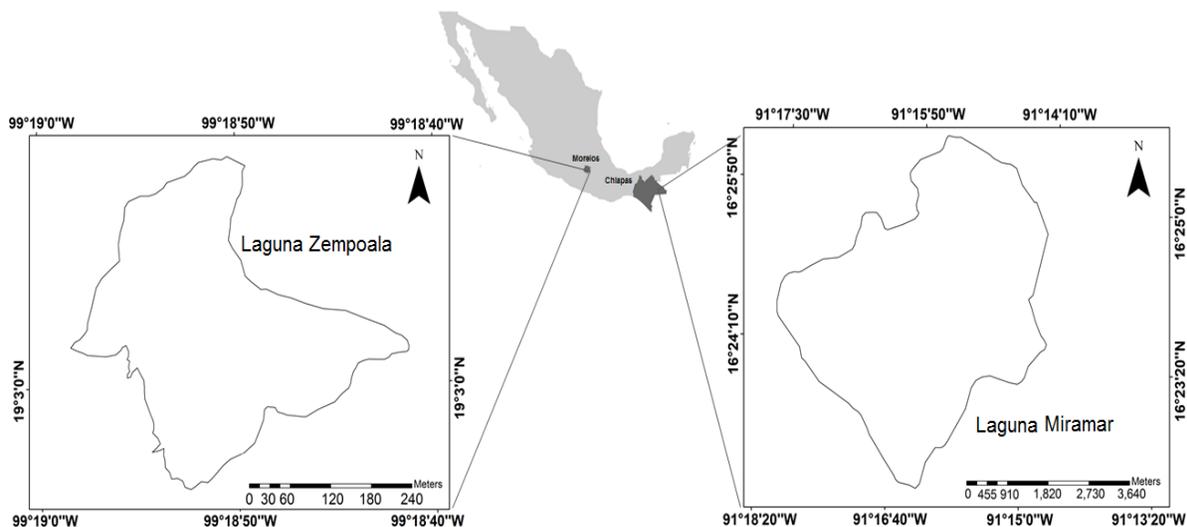


Figura 3. Localización geográfica de sitios de estudio

5.2.1 Laguna Zempoala

El Parque Nacional Lagunas de Zempoala se ubica al sur de la Ciudad de México (a 50 km aproximadamente), en el límite entre el estado de Morelos y el Estado de México dentro de los municipios de Huitzilac y Ocuilán de Arteaga, respectivamente. Esta zona de reserva, localizada en la provincia fisiográfica del Eje Neovolcánico Transversal, presenta una topografía muy accidentada rodeada por un sistema montañoso con altitudes superiores a los 3,000 msnm, barrera natural que desvía y disminuye significativamente la velocidad de la corriente principal de viento para dar paso a la formación de flujos locales diferentes (GEM, 2007), impidiendo que las urbes más cercanas tengan una influencia directa sobre el sitio. Las corrientes de viento mantienen una dirección predominante del este y noreste dependiendo de la época del año (ibídem).

La Laguna Zempoala, localizada en las coordenadas 19°03'00" latitud N y 99°18'42" longitud W (Figura 3) y a una altitud de 2900 msnm, es el cuerpo de agua de mayor tamaño dentro del parque. El lago es una cuenca lacustre endorreica, con escasa circulación de la masa de agua, alimentado permanentemente por el arroyo Las Trancas originado en el manantial que desciende por el sureste de los cerros Las Trancas y Campanario (Díaz-Vargas *et al.*, 2005). En sus demarcaciones predomina la presencia de materiales ígneos extrusivos (rocas volcánicas) y entre ellos, destacan los basaltos de andesitas y dacitas, que vienen cubiertas por piroclastos o tefras formados por tobas y brechas (CONANP, 2008), esto último debido a las emanaciones de los volcanes Chichinautzin, Pelado y el extinto Zempoala a finales del Terciario (Vargas-Márquez, 1984).

Los tipos de suelo que prevalecen son el Andosol y el Litosol. El Andosol, es el suelo más abundante en el área, ocupando aproximadamente el 93% de la superficie del parque. Son suelos que se forman a partir de materiales ricos en vidrio volcánico y presentan un alto contenido de materia orgánica con valores mayores al 20% en el horizonte superior, un pH que varía de moderado a fuertemente ácido, una baja densidad aparente, una gran cantidad de dióxido de manganeso por ser un producto de intemperización, y una elevada capacidad de retención de agua y de intercambio catiónico. Por su parte el Litosol ocupa el 7% restante de la superficie y se distingue por ser somero (profundidad menor a 10 cm), estar compuesto de fragmentos de roca intemperizada, presentar una susceptibilidad a la erosión muy variable que depende de otros factores ambientales y localizarse en zonas con pendientes pronunciadas (FitzPatrick, 1985; INEGI, 2004; CONANP, 2008).

De acuerdo a la clasificación de Köppen, modificada por García (1973), en general el clima dentro del parque se clasifica como templado-subhúmedo, el más húmedo de los subhúmedos con lluvias en verano (promedio de 1550.6 mm anuales) y temperatura media anual entre 5 y 12°C (CONABIO y UAEM, 2004). Adicionalmente el área se distingue por la presencia de una vegetación perennifolia constituida por bosques de pino, oyamel, encino y pino-encino, en el lago las hidrófitas enraizadas emergentes y sumergidas son el tipo de flora más sobresaliente (CONANP, 2008).

5.2.2 Laguna Miramar

La Laguna Miramar está situada dentro de la Reserva de la Biosfera Montes Azules, en la selva Lacandona, al sureste del estado de Chiapas. La reserva presenta variaciones altitudinales que van desde los 200 hasta los 1,500 msnm en la región norte.

La zona se destaca por la presencia de rocas calizas, resultado de la disolución de los carbonatos de calcio y magnesio al contacto con el agua. También, se presenta un relieve de origen aluvial de extensión significativa en los márgenes de las corrientes hidrológicas. Las Rendzinas y Litosoles son los suelos predominantes en la reserva. Las Rendzinas se caracterizan por tener una capa superficial abundante en materia orgánica (5 a 15%) y muy fértil que reposa sobre materiales ricos en cal o roca caliza, alta capacidad de intercambio catiónico de textura fina a media y estructura granular a bloques pequeños subangulares, poco profundos, permiten la infiltración rápida de la humedad y susceptibilidad moderada a la erosión (INEGI, 2004; CONANP, 2000).

Propiamente la Laguna Miramar, localizada en las coordenadas 16°22'-16°26' latitud N y 91°14'-91°18' latitud W (Figura 3) y a una altitud de 200 msnm, constituye una depresión de calizas altamente solubles que se alimenta principalmente de la lluvia, el agua subterránea y los escurrimientos. Ocupa un área aproximada de 2,200 ha (Hansen, 2012), siendo uno de los cuerpos de agua con mayores dimensiones en la reserva.

Las condiciones climáticas de la zona están fuertemente asociadas a los vientos alisios (junio a noviembre) y contralisios y masas de aire polar (diciembre a mayo). Los vientos alisios provocan la formación de ondas tropicales, tormentas y huracanes que llegan desde el sur y sureste, aportando el 80% del agua que cae en el área. En promedio se registra una precipitación anual entre 2,500 y 3,500 mm. La temperatura media anual es de 24 a 26°C (CONANP, 2000).

La vegetación dominante es la selva alta y mediana perennifolia. El primer tipo se distribuye entre los 100 y 900 msnm, en relieves abruptos con suelos someros y/o en el fondo de los valles sobre suelos profundos y muy arcillosos, mientras que el segundo lo hace en suelos planos e inundables. Las playas del lago presentan diferentes especies vegetales como las de sibal, tular y carrizal (CONANP, 2000).

6. METODOLOGÍA

6.1 Muestreo

6.1.1 Batimetría

Generalmente se identifican tres zonas limnológicas en lagos y presas: 1) la zona ribereña que está influenciada por el río y presenta características complejas de sedimentación y resuspensión de material fino y grueso, 2) la zona lacustre que se caracteriza por una sedimentación lenta y constante, siendo el sitio donde existe una mayor probabilidad de obtener núcleos no perturbados por ubicarse en las partes más profundas donde se acumula el material fino, y 3) la zona de transición, localizada entre las zonas ribereña y lacustre, exhibiendo características de ambas (Callender y Van Metre, 1997; Sherwood-Lollar *et al.*, 2003).

6.1.1.1 Laguna Zempoala

En abril de 2013 se realizó una batimetría con una ECOSONDA GPSMAP 400/500 series marca GARMIN para identificar la zona lacustre en Laguna Zempoala. Se registraron las lecturas de la profundidad a cada minuto junto con las coordenadas geográficas correspondientes, muestreando un total de 199 puntos. Adicionalmente, se georreferenció el perímetro del lago con ayuda de un GPS marca GARMIN para obtener sus dimensiones actuales.

Al transferir los datos al programa Surfer v.11, se encontró que la Laguna Zempoala presentaba un volumen de 320,572 m³ y un área superficial de 8.83 ha. Asimismo se registró una profundidad máxima de 8.30 m, al noroeste, a una distancia aproximada de 60 m de la orilla (Figura 4). El afluente del lago se encuentra en la parte oeste y el efluente en la parte norte; sin embargo, este último no estaba desalojando agua debido al bajo nivel del cuerpo de agua, lo que puede deberse a la época de estiaje durante la cual se realizó este estudio.

6.1.1.2 Laguna Miramar

En 2005, dentro de lo contemplado inicialmente por el estudio previo CEC-IMTA (2005), se pretendió llevar a cabo una batimetría con plomo y cuerda para reconocer la zona más profunda de la Laguna Miramar. Sin embargo, una vez en el sitio, el estudio se vio limitado por dos factores principales: 1) la prohibición sobre el uso de embarcaciones con motor, lo que volvió imposible el registro completo de datos en un lago con tales dimensiones, y 2) el acceso restringido a la parte este, pudiendo obtener lecturas de profundidad únicamente en un área reducida del cuerpo de agua.

En consecuencia el estudio se limitó a cubrir la zona oeste del lago donde se tomaron las lecturas de 48 puntos, mismos que se introdujeron al programa Surfer v.11 para generar el mapa batimétrico de Laguna Miramar en esa área (Figura 5). Se registró una profundidad máxima de 120 m al sureste del área estudiada.

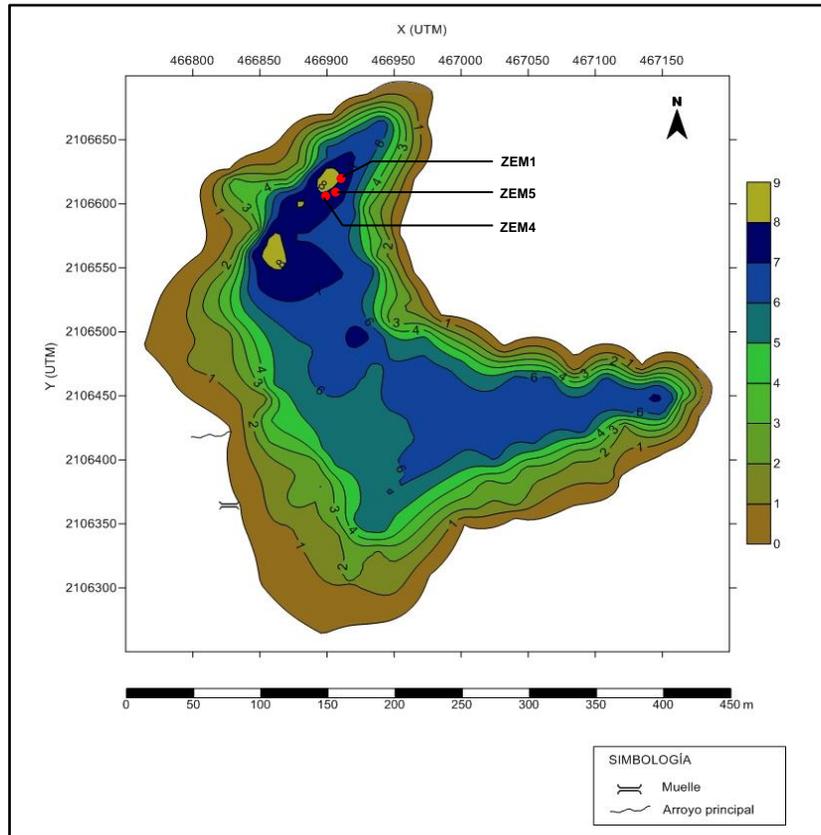


Figura 4. Mapa batimétrico y ubicación de puntos de muestreo (●) en Laguna Zempoala

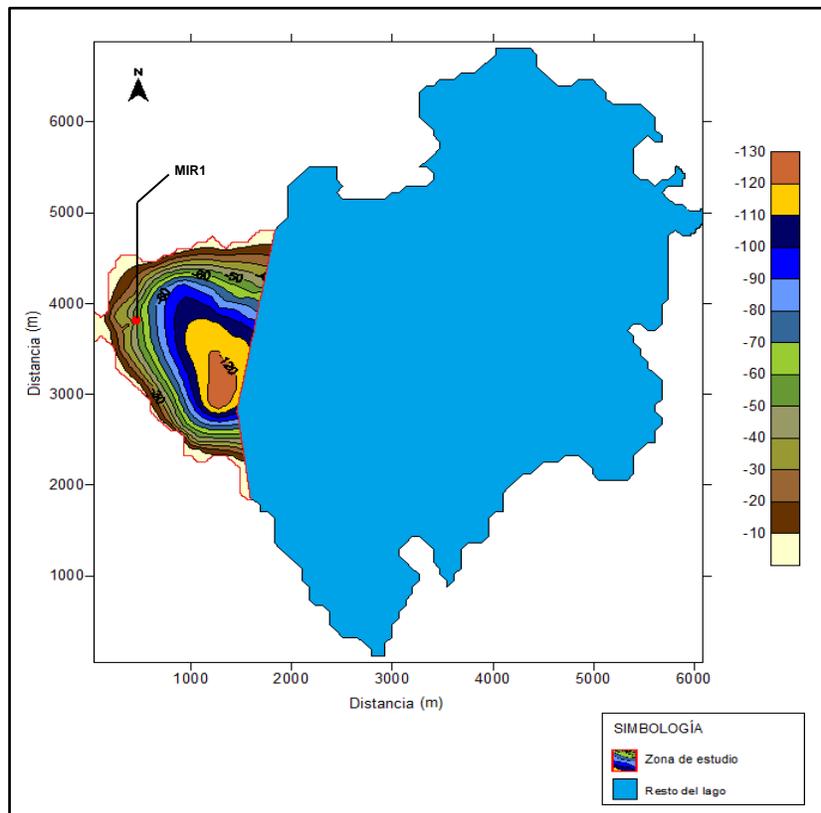


Figura 5. Mapa batimétrico y ubicación de punto de muestreo (●) en Laguna Miramar

6.1.2 Núcleos de sedimento

Un nucleador de gravedad (Wildco, USA) con longitud de 90 cm y diámetro de 4.8 cm, se utilizó para extraer los núcleos sedimentarios de Laguna Zempoala durante la campaña de muestreo en que se realizó también la batimetría (Figura 4). El estudio CEC-IMTA (2005) reporta haber utilizado un nucleador de gravedad de 7.5 cm de diámetro y 100 cm de longitud. La localización geográfica y la profundidad de recolección de cada uno de ellos se puntualizan en la Tabla 7.

Tabla 7. Datos generales de los núcleos de sedimento

| No. identificación | Año de muestreo | Posición | Longitud (cm) | Profundidad de recolección (m) | Tipo de análisis |
|--------------------|-----------------|------------------------------------|---------------|--------------------------------|---|
| Laguna Zempoala | | | | | |
| ZEM1 | 2013 | N 19° 03' 7.4" W 99° 18' 51.9" | 56 | 7.5 | Análisis isotópicos y de metales. |
| ZEM4 | 2013 | N 19° 03' 6.9" W 99° 18' 52.3" | 55 | 7.2 | Corte longitudinal. Observación de indicadores locales. |
| ZEM5 | 2013 | N 19° 03' 6.8" W 99° 18' 52.2" | 47 | 7.0 | Análisis fisicoquímicos |
| Laguna Miramar | | | | | |
| MIR1 | 2005 | N 16° 24' 30.4" W 91° 17' 36.6" | 41 | 47.95 | Todos |

Las muestras de sedimento, contenidas en tubos de PVC previamente lavados y enjuagados, se sellaron para ser transportadas posteriormente al laboratorio en forma vertical, usando hielo como medio de preservación en las de Laguna Zempoala y nitrógeno líquido en la de Laguna Miramar.

6.1.2.1 Corte de núcleos e indicadores locales

Durante el desarrollo del proyecto CEC-IMTA (2005), el núcleo de Laguna Miramar que se analiza en este trabajo de investigación (MIR1) fue cortado de manera transversal en submuestras de espesor creciente, secciones superiores con 1 cm de grosor, las medias con 2 cm y las de fondo con 3 cm de espesor, para tener una mayor flexibilidad al momento de seleccionar los segmentos para el fechado isotópico. Dichas muestras se secaron a temperatura ambiente y se almacenaron en la obscuridad en recipientes de plástico sellados hasta el momento de iniciar las pruebas de laboratorio descritas en los apartados siguientes. La información provista de las submuestras consta únicamente de sus pesos húmedo y seco registrados.

En el caso de las muestras de Laguna Zempoala, ZEM1 y ZEM5 fueron seleccionados para realizar los análisis de interés debido a que la poca cantidad de muestra resultante no permitía hacerlo en uno solo. Ambos núcleos se cortaron mayoritariamente en secciones continuas de 2 cm de espesor. En específico ZEM5 se destinó para análisis fisicoquímicos (humedad, densidad, tamaño de partícula y carbono orgánico e inorgánico), mientras que ZEM1 se reservó para efectuar los análisis isotópicos y de metales (Tabla 7).

Adicionalmente, el núcleo ZEM4 se cortó longitudinalmente para observar el acomodo de las capas y posibles niveles laminares, así como textura, color y otras estructuras sedimentarias (diatomeas, vegetación, etc.). La muestra sedimentaria de la Laguna Miramar ya había sido caracterizada para estos fines en el estudio previo CEC-IMTA (2005) (Tabla 11).

6.1.3 Muestras de suelo

En septiembre de 2013 se extrajeron muestras representativas compuestas del tipo de suelo que predomina en las subcuencas hidrológicas donde se localizan los sitios de estudio. Para la Laguna Zempoala se seleccionaron puntos cercanos a la desembocadura del arroyo que la alimenta de manera permanente, habiendo aproximadamente 100 m de distancia entre cada uno de ellos. En el caso de la Laguna Miramar, la limitada accesibilidad en los alrededores del cuerpo de agua y al río que lo alimenta impidió la toma de muestras en esa área, por lo que se eligieron puntos convenientes dentro de la zona de influencia que contaran con el mismo tipo de suelo y se encontraran próximos a vías de comunicación (Figura 6); para ello, se hizo uso de la carta de “Suelos” escala 1:1,000,000 de INEGI (2013b).

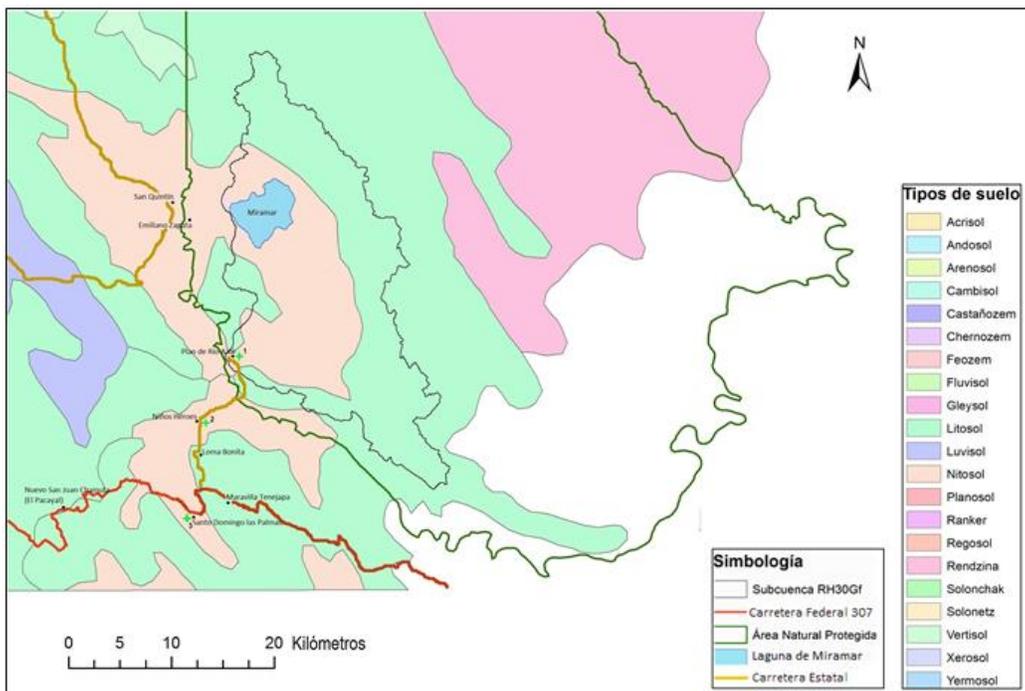


Figura 6. Tipo de suelo y ubicación de puntos de muestreo (●) en la zona de influencia de la Laguna Miramar

Una vez en los sitios, se procedió a limpiar la superficie para eliminar todo el material presente (plantas, hojarasca, etc.). Las muestras se extrajeron a una profundidad aproximada de entre 5 y 20 cm (Tabla 8) con ayuda de una pala de mano. Se colocaron en bolsas plásticas, previa remoción de piedras de gran tamaño, raíces, lombrices e insectos, y se mantuvieron en un lugar fresco (temperatura ambiente) y sin exponer al sol hasta su arribo al laboratorio.

Tabla 8. Localización de muestras de suelo

| No. muestra | Posición | Profundidad (cm) | Particulares |
|-----------------|--------------------------------------|------------------|---|
| Laguna Zempoala | | | |
| 1 | N 19° 02' 58.5" W 99° 19' 03.1" | 10 | |
| 2 | N 19° 02' 55.1" W 99° 19' 13.8" | 15 | Matriz de bosque combinada con <i>Festuca amplissima</i> , <i>F. rosei</i> , <i>Stipa ichu</i> y <i>Muhlenbergia macroura</i> |
| 3 | N 19° 02' 53.5" W 99° 19' 21.5" | 10 | |
| Laguna Miramar | | | |
| 1 | N 16° 16' 23.91" W 91° 17' 33.06" | 15 | Selva combinada con <i>Bambusa longifolia</i> |
| 2 | N 16° 13' 33" W 91° 18' 40.43" | 15 | Matriz de selva y cacaotales |
| 3 | N 16° 10' 02.98" W 91° 22' 19.90" | 20 | Acahual (vegetación secundaria) joven |

6.2 Análisis fisicoquímicos

6.2.1 Humedad

En base al método descrito en la norma NOM-021-RECNAT-2000 (NOM, 2000), las secciones de sedimento húmedo se colocaron en recipientes puestos previamente a peso constante y se introdujeron en la estufa a una temperatura menor a 80°C, para evitar la pérdida de Hg, durante 24 h. Transcurrido el tiempo requerido, las muestras se dejaron enfriar y se hizo un registro de su peso. El procedimiento se repitió hasta obtener un peso constante y una vez alcanzado, el porcentaje de humedad se calculó con la siguiente fórmula:

$$g = \frac{(PB + Psh) - (PB + Pss)}{(Psh - PB)} * 100$$

Donde:

g = contenido de humedad (%)

PB = peso del recipiente (g)

Psh = peso de la muestra húmeda (g)

Pss = peso de la muestra seca (g)

6.2.2 Densidad

La densidad en cada sección, se determinó a partir de la masa obtenida al momento de pesar directamente el sedimento seco (ver inciso 6.2.1), la profundidad de dichas secciones y el área transversal del tubo que contenía la muestra.

6.2.2.1 Masa acumulada

Los sedimentos son afectados continuamente por el proceso de compactación al que están sometidos, debido a la presión que ejerce el peso de las capas superiores siempre en formación (incluyendo la columna de agua) sobre las capas más profundas, pudiéndose observar secciones más húmedas y menos densas (menos compactas) en los segmentos más jóvenes. Para minimizar los efectos de la compactación, el análisis de sedimentos debe hacerse en función de la masa acumulada (g cm^{-2}) y no solamente de la profundidad, sabiendo que ésta última tomará en cuenta el mismo espesor de los segmentos independientemente del contenido de sedimento en cada uno de ellos (Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012).

En ese sentido, al conocer la densidad es posible calcular el peso por área de cada sección y, por ende, la masa acumulada que es la suma de todos los estratos del núcleo sedimentario. Las ecuaciones a utilizar son las siguientes:

$$C = \rho * \varepsilon$$

Donde:

C = peso por área de cada sección (g cm^{-2})

ρ = densidad (g cm^{-3})

ε = espesor del segmento (cm)

$$M = C_1 + C_2 + \dots + C_n$$

siendo M la masa acumulada (g cm^{-2}).

6.2.3 Carbono orgánico, carbono inorgánico y nitrógeno

Este análisis se realizó de acuerdo al método propuesto por Pansu y Gautheyrou (2006) basado en la combustión catalítica de alta temperatura. Para conocer inicialmente el contenido de carbono total (CT) y nitrógeno total (NT), se colocaron entre 7 y 10 mg de cada muestra en cápsulas de Ag, las cuales se cerraron herméticamente para evitar cualquier pérdida de material. Las cápsulas se introdujeron en un analizador elemental ThermoFisher Flash EA 1112 para ser, primeramente, calcinadas a una temperatura de 1000°C mientras se suministraba una corriente de oxígeno puro para asegurar una combustión completa.

Los gases resultantes se transfirieron a un ambiente reducido, con ayuda de helio como gas acarreador, para reducir los óxidos de nitrógeno a N₂. La mezcla final se hizo pasar por una trampa de agua (permanganato de magnesio) antes de ser enviada a una columna de cromatografía de gases para su separación, permitiendo entonces la cuantificación individual de los mismos por medio de un detector de conductividad térmica. El CO₂ resultante equivale al CT contenido en la muestra y el N₂ al NT.

Para la determinación del contenido de carbono orgánico total (COT) se depositaron entre 4 y 5 mg de muestra nuevamente en cápsulas de Ag, mismas que se colocaron en una base de teflón. Posteriormente, dicha base se introdujo en una cámara para fumigación con HCl concentrado durante 24 h, condiciones bajo las cuales el ácido reacciona con los carbonatos presentes en la muestra; transcurrido el tiempo mencionado, las cápsulas de cerraron y se analizaron por medio del mismo equipo.

El contenido de carbono inorgánico total (CIT) resultó de la diferencia entre los resultados de CT y COT, parámetros antes descritos.

6.2.4 Isótopo estable δ¹³C

La determinación del isótopo estable δ¹³C se realizó siguiendo la metodología propuesta por Brand (2004). Se colocaron muestras de 20 a 25 mg de sedimento seco, homogeneizado y previamente descarboxado (fumigación con HCl concentrado) en cápsulas de Ag, para ser sometidas a un proceso de oxidación/reducción y separación de gases en un analizador elemental ThermoFisher Flash EA 1112, tal y como se llevó a cabo para la determinación de CT (ver inciso 6.2.3). Posteriormente, el CO₂ se transfirió a un espectrómetro de masas para relación de isótopos estables (IRMS-Thermo Electron Delta Plus XP) a través de un tubo de acero inoxidable que acoplaba ambos equipos. Los valores resultantes se reportan en partes por mil (‰) y con respecto al material internacional de referencia Vienna Pee Dee Belemnite (V-PDB). La fórmula utilizada es:

$$\delta^{13}C = \left(\frac{N_s(^{13}C)/N_s(^{12}C)}{N_{ref}(^{13}C)/N_{ref}(^{12}C)} - 1 \right) * 1x10^3$$

Donde N_s es la cantidad del elemento en la muestra y N_{ref} la cantidad del elemento en el material de referencia.

6.2.5 Tamaño de partícula

La determinación de los tamaños de partícula y su distribución a lo largo de los núcleos de sedimentos se llevó a cabo por medio de un equipo COULTER LS-100Q con principio en la dispersión láser. Entre 0.5 y 1 g de sedimento molido se introdujo a la cámara de vacío para mantener un oscurecimiento entre 4 y 7%. Las texturas resultantes se clasificaron a partir de las normas ASTM D421-85 y ASTM D422-63 (ASTM, 2007a y b) relativas a la categorización de suelos (Tabla 9).

Tabla 9. Clasificación de texturas de acuerdo al tamaño de partícula

| Textura | Malla (ASTM) | Límite inferior | Límite superior |
|-----------|--------------|-----------------|-----------------|
| Grava | menor a #4 | 4.75mm | 75mm |
| Arenas | #4 - #200 | 75 μ m | 4.75 mm |
| - gruesas | #4 - #10 | 2 mm | 4.75mm |
| - mediana | #10 - #40 | 425 μ m | 2 mm |
| - fina | #40 - #200 | 75 μ m | 425 μ m |
| Limo | | 5 μ m | 75 μ m |
| Arcillas | | 1 μ m | 5 μ m |
| Coloides | | < 1 μ m | 1 μ m |

6.3 Análisis isotópicos

La actividad del $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ se determinó indirectamente a través de la medición del ^{210}Po , siguiendo la metodología descrita por Loring y Rantala (1992) y Robbins y Edgington (1974). Se pesaron entre 0.2 a 0.4 g de sedimento por muestra en recipientes de teflón y se añadieron aproximadamente 0.15 g de ^{209}Po como trazador en cada uno de ellos. La primera etapa de la digestión se llevó a cabo con una mezcla 3:1 de HNO_3 -HCl, 15N y 6N respectivamente, sobre una placa de calentamiento a 80°C hasta evaporación. Se agregaron 1.5 ml de HF concentrado y 1.5 ml de la solución $\text{H}_3\text{BO}_4/\text{HCl}$, calentando y dejando evaporar el digerido entre cada fase.

Posteriormente, se adicionaron 3 ml de H_2O_2 al 35% y se dejó evaporar hasta sequedad a la temperatura inicialmente mencionada. El residuo final se disolvió aproximadamente en 10 ml de HCl 6N y se dejó enfriar durante 2 h. A continuación, las muestras se trasladaron a tubos de 50 ml y se centrifugaron durante 15 min a 2000 rpm. El sobrenadante se depositó en un vaso de precipitados y se dejó en agitación por 24 h junto con 0.2-0.3 g de ácido ascórbico (reduce el Fe que pudiera interferir con el depósito de los isótopos de Po), 100 ml de HCl 0.5N y un disco de Ag al interior de una base de teflón. Finalmente, los discos se introdujeron a un espectrómetro alfa EG&G Ortec TM modelo 402A para registrar al menos 2000 conteos para el ^{209}Po y ^{210}Po .

Las actividades del ^{137}Cs y ^{226}Ra se cuantificaron mediante espectrometría gamma de alta resolución con un detector plano de germanio hiperpuro (HPGe) a 661.6 KeV, siguiendo la metodología de Baskaran y Naidu (1995). Se utilizaron entre 5 y 9 g de sedimento seco por muestra para la determinación de ^{137}Cs , y de 1 a 2 g para ^{226}Ra . El tiempo de conteo fue de 24h.

6.4 Metales

Se llevó a cabo una digestión previa de los sedimentos con un horno de microondas MARS-6 marca CEM, de acuerdo al método EPA-Method-3051A (EPA, 2007a). A un recipiente para digestión con mecanismo de control de presión, conteniendo entre 1 y 2 g de muestra, se le adicionaron 9 ml de HNO_3 y 3 ml de HCl concentrados. La mezcla se cubrió y calentó a $175\pm 5^\circ\text{C}$ durante 30 min. Una vez que el recipiente alcanzó la temperatura ambiente, se transfirió a una campana de extracción para permitir la liberación de los gases generados. Posteriormente, la

muestra se filtró a través de un filtro de papel AHLSTROM No. 40 y el extracto se llevó a un volumen final de 50 ml utilizando un matraz volumétrico.

La concentración de Cd, Pb, Al, Fe y Mn se determinó por espectroscopia de emisión atómica con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-AES, por sus siglas en inglés), respecto al método EPA-Method 6010C (EPA, 2007b). El extracto de la digestión antes descrita se analizó en un espectrómetro Thermo Scientific ICAP 6000 series, empleando argón como gas acarreador. Para el control de calidad, se verificó el porcentaje de recuperación con una muestra control de laboratorio y la Diferencia Porcentual Relativa (DPR%) con muestras duplicadas, bajo los criterios de aceptación de 80-120% y <20%, respectivamente.

El Hg se determinó siguiendo el método EPA-Method 7471B (EPA, 2007c) que emplea la técnica de espectroscopia de absorción atómica con vapor frío (CVAAS, por sus siglas en inglés). El extracto se analizó con un espectrofotómetro Hydra II marca TELEDYNE Leeman Labs, utilizando cloruro estanoso (SnCl_2) al 10% como agente reductor (para reducir al Hg a su estado basal) y nitrógeno como gas acarreador.

Los Límites de Detección de los Métodos (LDM) se especifican en la Tabla 10.

Tabla 10. LDM para metales

| Parámetro | Método analítico | LDM (mg/kg) |
|-----------|------------------|-------------|
| Aluminio | | 0.2 |
| Fe | | 0.2 |
| Pb | EPA 6010C-2007 | 1.0825 |
| Cd | | 0.02 |
| Mn | | 0.2 |
| Hg | EPA 7471B-2007 | 0.015 |

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este apartado se presentan los resultados de todos los parámetros analizados para los núcleos de sedimento de ambos lagos, mismos que se utilizaron para interpretar las tendencias históricas de los metales de interés y su relación con las políticas de emisiones o eventos específicos. Es importante subrayar que la descripción de todos los perfiles se realizó de la cima hacia la base.

7.1 Indicadores locales

Al cortarse longitudinalmente el núcleo ZEM4 se identificó una capa bien delimitada de coloración clara que simbolizó el indicador local más característico de la muestra. Dicho indicador también se reconoció en los otros dos núcleos de Laguna Zempoala (ZEM1 y ZEM5) cuando éstos se seccionaron transversalmente (Tabla 11). La descripción visual de MIR1 ya había sido realizada en el estudio previo CEC-IMTA (2005).

Tabla 11. Descripción visual de los núcleos de sedimento

| No. identificación | Año de muestreo | Posición | Longitud (cm) | Descripción |
|--------------------|-----------------|------------------------------------|---------------|--|
| Laguna Zempoala | | | | |
| ZEM1 | 2013 | N 19° 03' 7.4" W 99° 18' 51.9" | 56 | Capas laminadas oscuras desde la superficie hasta el fondo, salvo una banda de coloración clara entre los 20 y 22 cm. |
| ZEM4 | 2013 | N 19° 03' 6.9" W 99° 18' 52.3" | 55 | Capas laminadas oscuras de material fino en los primeros 27 cm, 10YR 2/1 en tablas de Munsell. Entre 27 y 31 cm, capas bien definidas de color claro (7.5YR 3/2) y en los siguientes 4 cm de profundidad, una capa de materiales finos de color claro también (2.5Y 6/3). Por debajo de este segmento, se presentó nuevamente una capa sedimentaria con las mismas características de los primeros centímetros del perfil. |
| ZEM5 | 2013 | N 19° 03' 6.8" W 99° 18' 52.2" | 47 | Segmento de capas laminadas oscuras hasta los 26 cm, seguido de una banda de color claro delimitada entre 26 y 28 cm. Material oscuro a partir de 28 cm hasta el fondo del núcleo. |
| Laguna Miramar | | | | |
| MIR1 | 2005 | N 16° 24' 30.4" W 91° 17' 36.6" | 41 | * Ausencia de indicadores particulares a lo largo de todo el perfil, identificándose exclusivamente un mismo material de coloración clara aparentemente uniforme, descrito en las tablas de Munsell como 7.5YR 5/2. |

* Descripción obtenida del estudio CEC-IMTA (2005).

7.2 Análisis fisicoquímicos

7.2.1 Humedad y densidad

El perfil de sedimentos ZEM5 muestra un decaimiento continuo de la humedad, desde la superficie (96.05%) hasta el fondo (75.04%), excepto por una disminución abrupta (62.12%) entre los 26 y 28 cm (Tabla 2.1, Figura 7). Este segmento coincide con el registro de la banda de color claro (Tabla 11), misma en la que sobresale la presencia de material limoso (ver inciso 7.2.2). En su caso, el perfil de densidad describe un comportamiento contrario, al ir aumentando a medida que el núcleo sedimentario se hace más profundo, como consecuencia de un proceso de compactación (ver inciso 6.2.2.1). En el mismo segmento de 26-28 cm, se encontró una densidad más elevada (0.38 g/cm^3) lo que confirma la presencia de material más compacto a ese nivel. El núcleo ZEM1 presenta densidades similares a ZEM5, siendo 0.37 g/cm^3 la correspondiente al nivel de la banda (Tabla 2.2, Figura 8).

A partir de los pesos húmedo y seco registrados para las submuestras de Laguna Miramar, se procedió a calcular la humedad y densidad de cada una de ellas. Se observó que, al igual que en Laguna Zempoala, la humedad en MIR1 también disminuye gradualmente a medida que la profundidad aumenta. Por su parte, la densidad incrementa desde la superficie hasta 20 cm, cambiando de 0.42 a 0.62 g/cm^3 , y posteriormente vuelve a decrecer hasta 0.41 g/cm^3 en el fondo del núcleo (Tabla 2.3, Figura 9).

7.2.2 Tamaño de partícula

Los sedimentos del núcleo ZEM5 están conformados predominantemente por material limoso (67.83-82.97%), mismo que presenta una tendencia uniforme en todo el perfil, excepto a los 27 y 40 cm (Tabla 2.4, Figura 7). El perfil de arcillas (12.14-23.11%) muestra el mismo comportamiento pero de manera inversa, exhibiéndose un pico máximo en el fondo y un mínimo a los 27 cm. Por su parte, los coloides (4.64-9.04%) tienen una tendencia similar a la de las arcillas, lo que puede deberse al tipo de material del que generalmente se conforman (materia orgánica humificada, óxidos de Fe, Mn y Al, partículas de arcillas y algunas sales poco solubles, como carbonato de calcio) (Alloway, 2013). Los picos a 27 y 40 cm podrían estar indicando un cambio en el aporte de sedimentos, coincidiendo uno de ellos nuevamente con la banda antes mencionada.

En el núcleo de la Laguna Miramar, MIR1, se aprecia también que los limos (76.54-93.23%) prevalecen sobre los demás tipos de materiales, manteniendo una proporción casi homogénea a lo largo del perfil, excepto por un pico máximo a los 15 cm y un mínimo a los 33 cm. Los perfiles de arcillas (4.60-19.33%) y coloides (2.18-4.96%) muestran exactamente un comportamiento contrario al de los limos con variaciones significativas a los 10 y 15 cm y, en comparación con la granulometría de Zempoala, éstos se encuentran en porcentajes mucho menores (Tabla 2.5, Figura 9).

7.2.3 COT y CIT

Generalmente, se espera que las concentraciones de COT disminuyan a medida que la profundidad aumenta, esto debido a los procesos de degradación que se llevan a cabo por los microorganismos heterotróficos en la superficie de los sedimentos (Callender, 2000).

En ZEM5 el contenido de COT varía ligeramente, entre 14 y 17%, desde la superficie hasta los primeros 17 cm. Posteriormente, la tendencia se ve interrumpida por un pico mínimo con valor de 3.5% que coincide con la banda identificada. A partir de los 28 cm, el perfil de COT muestra un comportamiento relativamente uniforme hasta el fondo. Por otro lado, el CIT tiende a ser constante en toda la columna, no mayor a 0.69% (Tabla 2.4, Figura 7).

El contenido de COT en ZEM1 fluctúa de manera uniforme entre 9 y 12% a lo largo de todo el núcleo, excepto por un pico mínimo de 4.5% que coincide con la banda, y sus variaciones resultan ser opuestas a las que se presentan en el perfil de densidad (Tabla 2.6, Figura 8). El perfil de CIT, en cambio, muestra diversos picos máximos que concuerdan con los cambios de densidad importantes (Figura 8), lo que podría estar revelando la llegada de un material con características distintas.

En MIR1 el perfil de COT denota un comportamiento relativamente constante a lo largo de toda la columna, con valores menores al 3%. Al contrario, el perfil de CIT presenta porcentajes mayores al 4%, mostrando los valores más altos por debajo de los primeros 5 cm (Tabla 2.5, Figura 9). Es notoria la influencia del tipo de minerales que se tienen en el área (rocas calizas), los cuales determinan claramente el predominio de CIT en las muestras.

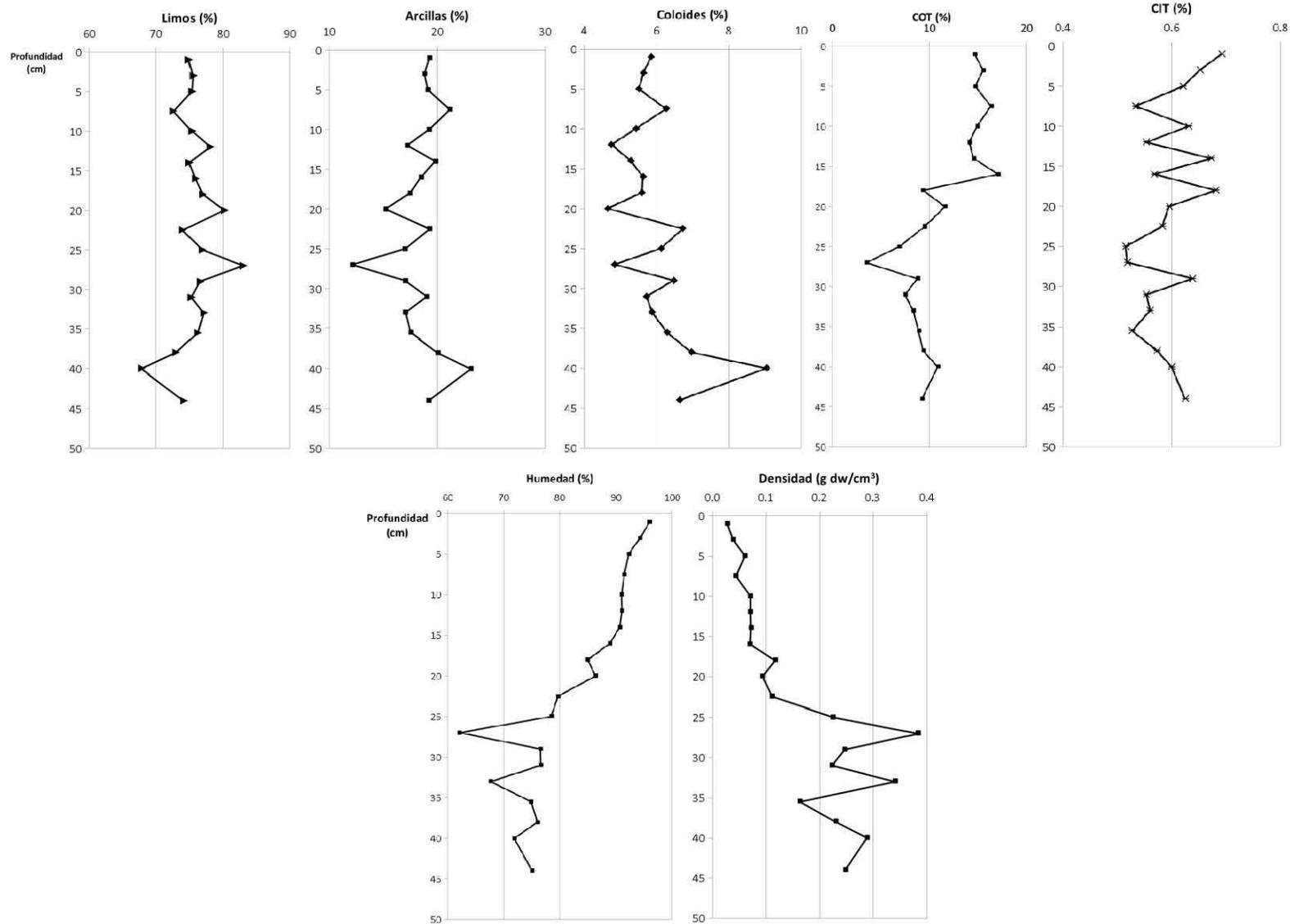


Figura 7. Perfiles de tamaño de partícula (limos, arcillas y coloides), COT, CIT, humedad y densidad del núcleo ZEM5

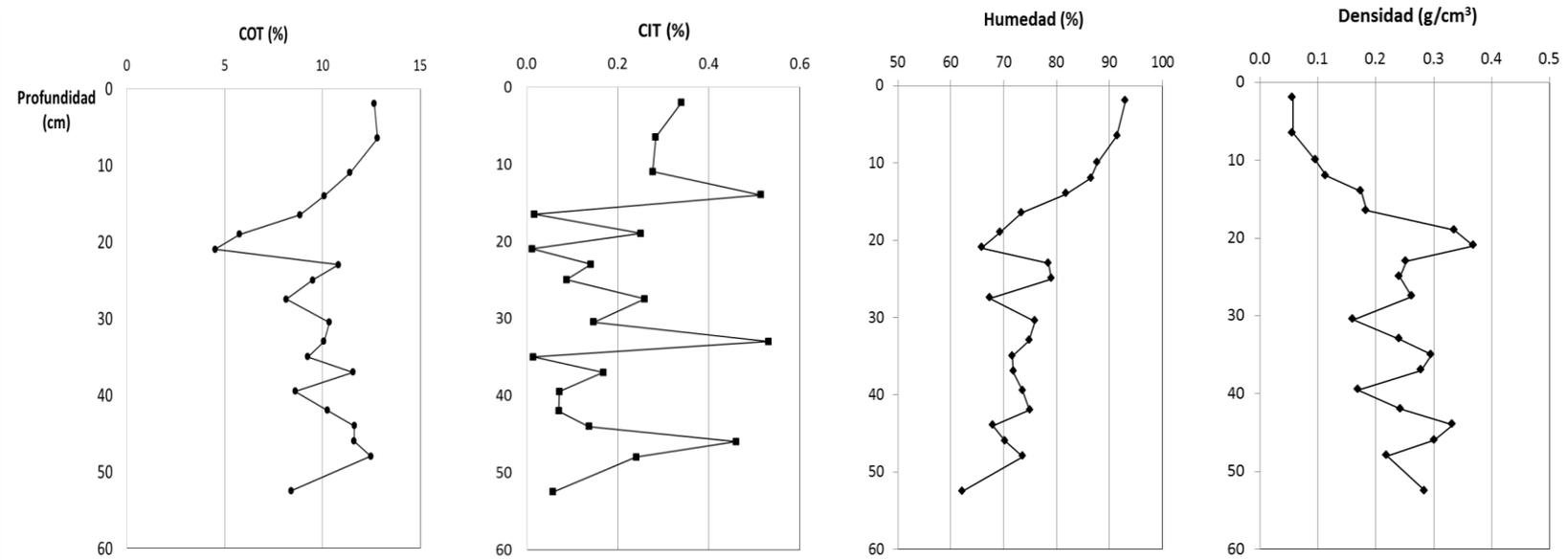


Figura 8. Perfiles de COT, CIT, humedad y densidad del núcleo ZEM1

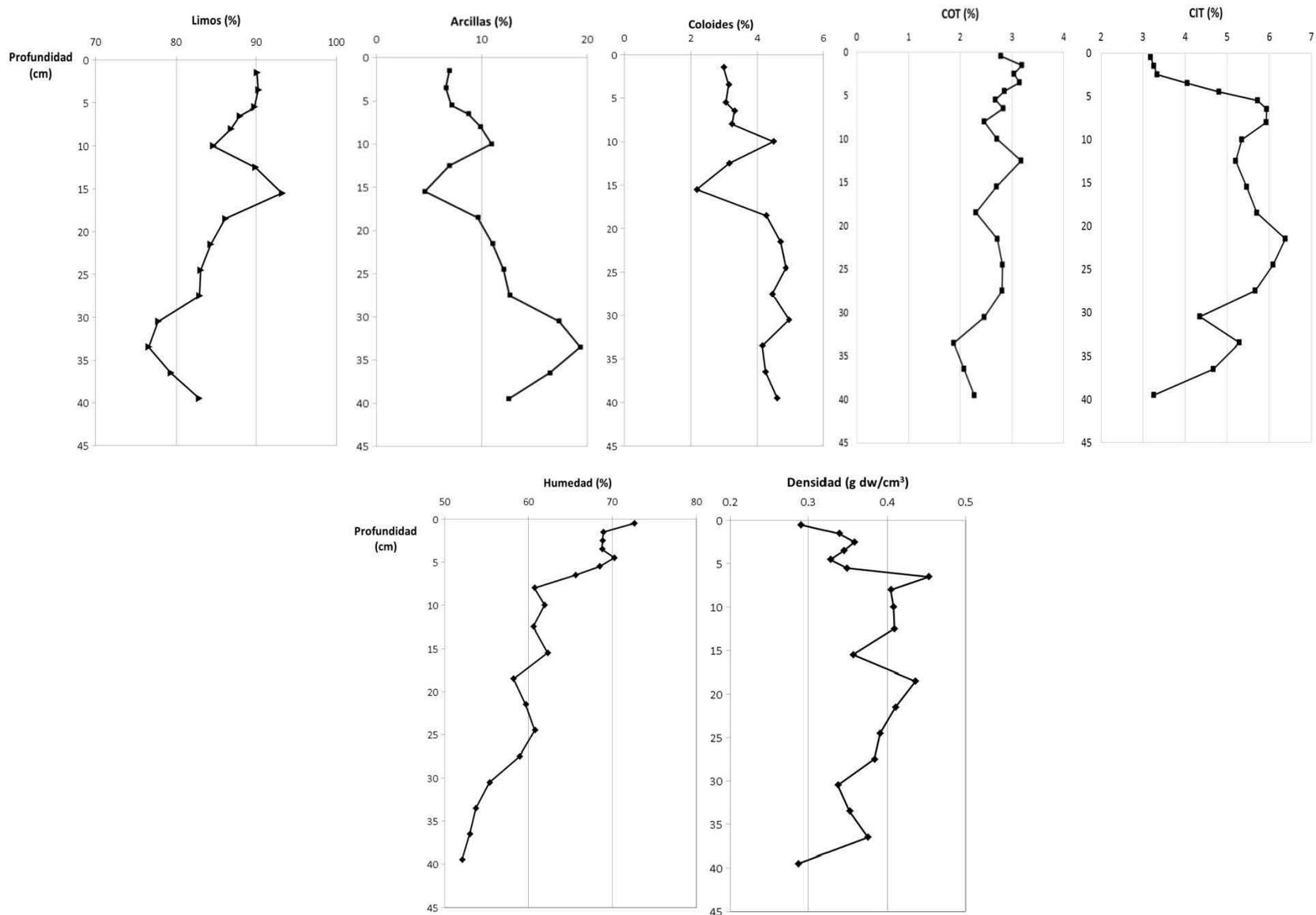


Figura 9. Perfiles de tamaño de partícula (limos, arcillas y coloides), COT, CIT, humedad y densidad del núcleo MIR1

7.3 Fechado de los núcleos sedimentarios

7.3.1 Laguna Zempoala

El perfil de ^{210}Pb -total ($^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$) en ZEM1 presentó un decaimiento relativamente exponencial, excepto por la primera sección, lo que puede estar indicando una zona de mezcla superficial, y por un pico distintivo a los 21 cm (Figura 10) que coincide con la banda. Se observó un comportamiento asintótico del perfil a partir del segmento de 26-29 cm, por lo que el $^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$ se determinó en base a los datos de las últimas secciones analizadas, obteniéndose un valor promedio de 31.44 Bq/kg. El $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ resultó de la diferencia entre el $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ y el $^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$ promedio (Tabla 12).

Al comparar los perfiles de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ y Corg se encontró que presentan un comportamiento similar a nivel superficial (Figura 8 y 10), por lo que se pudiera inferir que la materia orgánica (carbono orgánico) juega un papel esencial en el control de la distribución del $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, tal y como lo menciona Xu *et al.* (2011) al demostrar que el Corg es un factor sumamente influyente en el fechado de sedimentos lacustres con $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, misma correlación que ya había sido reportada por Moore y Dymondt (1988).

Tabla 12. Cálculos con modelo CRS para fechado de ZEM1

| Profundidad (cm) | | | $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ (Bq/kg) | $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, C(i) (Bq/kg) | ^{210}Pb -depo (Bq/cm ²) | ^{210}Pb acum, A(i) (Bq/cm ²) |
|------------------|-------|-------|---|---|--|---|
| Superficie | Fondo | Media | | | | |
| 0 | 9 | 4.5 | 149.591 ± 7.134 | 118.155 ± 8.937 | 0.060 ± 0.005 | 0.202 ± 0.010 |
| 9 | 13 | 11 | 132.618 ± 6.146 | 101.182 ± 8.173 | 0.042 ± 0.004 | 0.141 ± 0.009 |
| 13 | 15 | 14 | 83.306 ± 4.171 | 51.869 ± 6.810 | 0.018 ± 0.002 | 0.099 ± 0.008 |
| 15 | 18 | 16.5 | 62.389 ± 2.855 | 30.953 ± 6.094 | 0.017 ± 0.003 | 0.081 ± 0.008 |
| 18 | 20 | 19 | 50.779 ± 2.369 | 19.343 ± 5.882 | 0.013 ± 0.004 | 0.064 ± 0.007 |
| 20 | 22 | 21 | 48.201 ± 2.443 | 16.765 ± 5.912 | 0.012 ± 0.004 | 0.051 ± 0.006 |
| 22 | 24 | 23 | 85.978 ± 4.076 | 54.542 ± 6.753 | 0.027 ± 0.003 | 0.039 ± 0.005 |
| 24 | 26 | 25 | 54.788 ± 2.683 | 23.351 ± 6.015 | 0.011 ± 0.003 | 0.011 ± 0.003 |
| 26 | 29 | 27.5 | 31.919 ± 1.855 | 0.482 ± 5.693 | 0.000 ± 0.004 | 0.000 ± 0.000 |
| 29 | 32 | 30.5 | 36.488 ± 1.925 | | | |
| 32 | 34 | 33 | 33.042 ± 1.815 | | | |
| 41 | 43 | 42 | 33.439 ± 1.899 | | | |
| 49 | 56 | 52.5 | 22.294 ± 1.534 | | | |

Para fechar el núcleo ZEM1 se eligió el modelo CRS por considerar un suministro atmosférico constante de ^{210}Pb hacia los sedimentos, independientemente de las modificaciones que hayan podido ocurrir en la tasa de acumulación. El modelo está desarrollado a partir de las siguientes ecuaciones (Appleby y Oldfield, 1983; Robbins, 1978; Krishnaswamy *et al.*, 1971 citado en Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012):

$$A(i) = A(0)e^{-\lambda t}$$

donde $A(0)$ (Bq/cm²) es el ²¹⁰Pb_{ex} residual total en la columna sedimentaria, $A(i)$ (Bq/cm²) es el ²¹⁰Pb_{ex} residual acumulado a una profundidad determinada (actividad restante de $A(0)$ en capas inferiores) y λ (0.0310828 año⁻¹) es la constante de decaimiento del ²¹⁰Pb. Para conocer el tiempo transcurrido se despeja $t(i)$ (años), resultando:

$$t(i) = \frac{1}{\lambda} \ln \frac{A(0)}{A(i)}$$

La tasa de acumulación $r(i)$ (g cm⁻² año⁻¹) se deriva de la fórmula:

$$r(i) = \frac{\lambda A(i)}{C(i)}$$

donde $C(i)$ (Bq/kg) es la actividad del ²¹⁰Pb_{ex} en una sección específica. La tasa de sedimentación $s(i)$ (cm año⁻¹) está dada entonces por la ecuación:

$$s(i) = \frac{r(i)}{\rho(i)}$$

donde $\rho(i)$ (g/cm³) es la densidad de la sección de interés (Tabla 14).

La tasa de acumulación promedio resultante fue de 0.059 g cm⁻² año⁻¹, mientras que la tasa de sedimentación promedio fue de 0.36 cm año⁻¹ (Tabla 13). La geocronología realizada para ZEM1 se muestra en la Figura 10. No hubo necesidad de corroborar el fechado con el método ¹³⁷Cs porque se utilizó la banda como marcador alternativo de tiempo, la cual coincide en descripción y época con la reportada por van Afferden *et al.* (2005).

Tabla 13. Tasa de acumulación, tasa de sedimentación y fechado del núcleo ZEM1

| Profundidad (cm) | | | Tasa de acum., $r(i)$ (g cm ⁻² año ⁻¹) | Tasa de sed., $s(i)$ (cm año ⁻¹) | $t(i)$ (años) | Año |
|------------------|-------|-------|--|---|---------------|------|
| Superficie | Fondo | Media | | | | |
| 0 | 9 | 4.5 | 0.053 ± 0.005 | 0.939 ± 0.088 | 0 ± 0 | 2013 |
| 9 | 13 | 11 | 0.044 ± 0.005 | 0.416 ± 0.044 | 11 ± 5 | 2002 |
| 13 | 15 | 14 | 0.060 ± 0.009 | 0.342 ± 0.054 | 23 ± 10 | 1990 |
| 15 | 18 | 16.5 | 0.082 ± 0.018 | 0.444 ± 0.099 | 29 ± 12 | 1984 |
| 18 | 20 | 19 | 0.103 ± 0.034 | 0.308 ± 0.100 | 37 ± 16 | 1976 |
| 20 | 22 | 21 | 0.095 ± 0.035 | 0.258 ± 0.097 | 44 ± 19 | 1969 |
| 22 | 24 | 23 | 0.022 ± 0.004 | 0.088 ± 0.015 | 53 ± 22 | 1960 |
| 24 | 26 | 25 | 0.015 ± 0.005 | 0.062 ± 0.023 | 93 ± 40 | 1920 |
| 26 | 29 | 27.5 | 0.053 ± 0.005 | 0.939 ± 0.088 | | |

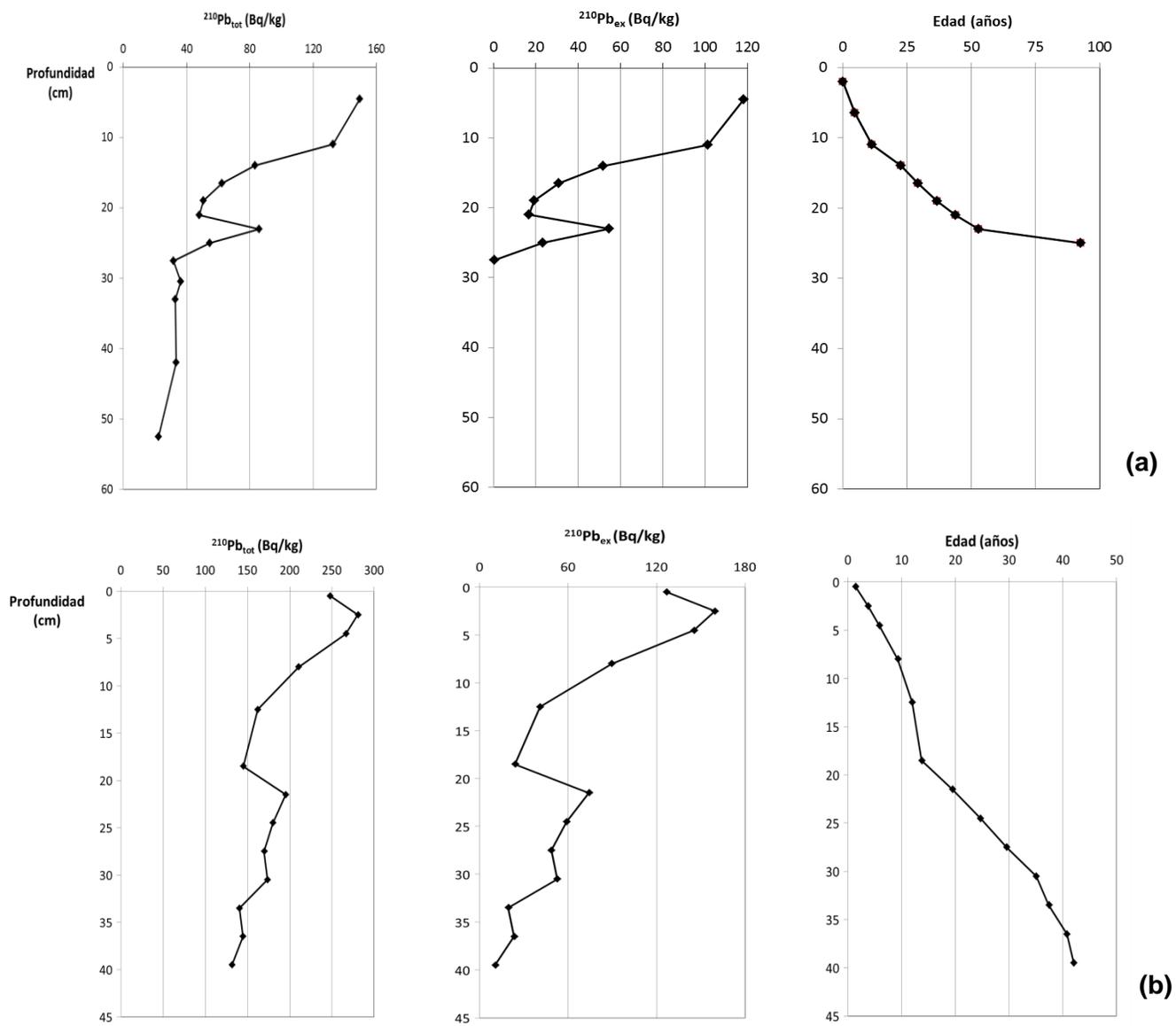


Figura 10. Actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ y edad de los núcleos ZEM1 (a) y MIR1 (b)

7.3.2 Laguna Miramar

Antes de describir el perfil de ^{210}Pb del núcleo MIR1 es importante mencionar que sólo en algunos segmentos de la parte superior se llevaron a cabo los respectivos análisis debido a la cantidad de muestra disponible. En consecuencia, la densidad y la masa acumulada se recalcularon (Tabla 14) de tal manera que se estuvieran contemplando las secciones faltantes y no se perdiera la continuidad del fechado. Siendo así, el perfil de sedimentos presentó un decaimiento exponencial, aunque un tanto irregular, de la actividad del $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ con respecto a la profundidad del núcleo (Tabla 14, Figura 10). La actividad del $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ en la primera sección (247.82 Bq/kg) es menor que la registrada en el segmento inferior adyacente (280.7 Bq/kg, actividad máxima), lo que puede deberse a un proceso de mezclado superficial de los sedimentos.

Las actividades registradas del $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ no mostraron ninguna tendencia asintótica en las secciones de fondo del núcleo, concluyendo entonces que no se había alcanzado el nivel correspondiente al $^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$. Siendo así, se procedió a determinar la actividad del ^{226}Ra (121 Bq/kg) para calcular el aporte neto del $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, el cual se obtiene restando dicha actividad a cada valor de $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ (Tabla 14).

Al corroborar el método con ^{137}Cs , el registro de un valor máximo (19.33 Bq/kg) en la última sección del núcleo (38-41 cm) permitió determinar que éste correspondía al año de 1963 (Tabla 14, Figura 11), época en la que la deposición de ^{137}Cs alcanzó un pico máximo debido a los ensayos con armas nucleares (ver inciso 3.1.1) para después ir decreciendo con el cese de dichas actividades. Por lo tanto, a ese nivel se pudo inferir una edad del núcleo de 42 años, resultado de la diferencia entre el año de muestreo (2005) y el pico máximo de ^{137}Cs (1963).

Tabla 14. $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ y ^{137}Cs en el núcleo MIR1

| Profundidad (cm) | | Densidad (g cm ⁻³) | Masa acumulada (g cm ⁻²) | ^{226}Ra (Bq/kg) | $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ (Bq/kg) | $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (Bq/kg) | ^{137}Cs (Bq/kg) |
|------------------|------|-----------------------------------|--|------------------------------|--|---------------------------------------|------------------------------|
| Alta | Baja | | | | | | |
| 0 | 1.5 | 0.45 | 0.68 | 121 | 247.82 ± 6.20 | 126.82 ± 3.17 | --- |
| 1.5 | 3.5 | 0.50 | 1.01 | 121 | 280.70 ± 5.73 | 159.70 ± 2.93 | --- |
| 3.5 | 6.5 | 0.54 | 1.62 | 121 | 266.39 ± 5.29 | 145.39 ± 2.71 | --- |
| 6.5 | 10 | 0.58 | 2.04 | 121 | 210.57 ± 4.60 | 89.57 ± 2.36 | --- |
| 10 | 15.5 | 0.55 | 3.02 | 121 | 162.01 ± 3.92 | 41.01 ± 2.01 | 7.40 |
| 15.5 | 20 | 0.62 | 2.81 | 121 | 144.96 ± 3.39 | 23.96 ± 1.73 | 9.80 |
| 20 | 23 | 0.59 | 1.76 | 121 | 195.21 ± 5.26 | 74.21 ± 2.69 | 10.22 |
| 23 | 26 | 0.56 | 1.68 | 121 | 180.07 ± 4.51 | 59.07 ± 2.31 | 9.76 |
| 26 | 29 | 0.55 | 1.65 | 121 | 169.65 ± 4.49 | 48.65 ± 2.30 | 10.35 |
| 29 | 32 | 0.48 | 1.45 | 121 | 173.63 ± 4.57 | 52.63 ± 2.34 | 17.32 |
| 32 | 35 | 0.50 | 1.51 | 121 | 140.40 ± 4.50 | 19.40 ± 2.30 | 14.68 |
| 35 | 38 | 0.54 | 1.61 | 121 | 144.40 ± 4.36 | 23.40 ± 2.23 | 18.88 |
| 38 | 41 | 0.41 | 1.24 | 121 | 131.56 ± 3.58 | 10.56 ± 1.83 | 19.33 |

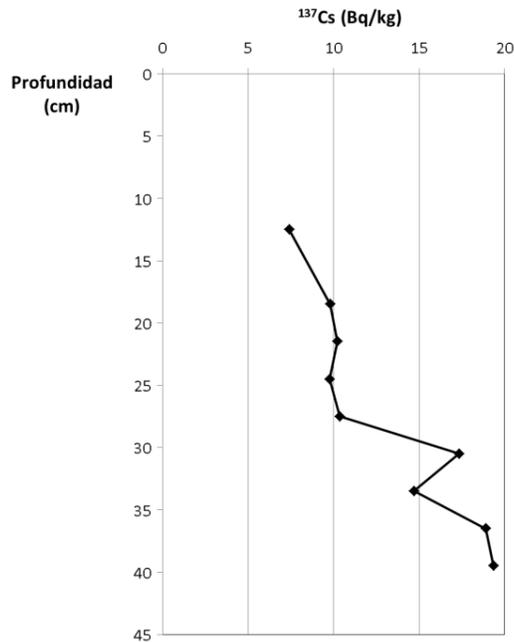


Figura 11. Actividad del ¹³⁷Cs en el núcleo MIR1

En este caso se aplicó también el modelo de fechado CRS, utilizando las ecuaciones mencionadas en el inciso precedente. Se hace hincapié en que este modelo requiere de entrada el valor de $A(0)$ para calcular la edad de los sedimentos, de no ser así es otro el procedimiento a seguir. Por lo tanto, se calculó un valor de $A(0)$ (1.81 Bq/cm^2) de tal manera que éste pudiera predecir la edad de 42 años a 41 cm de acuerdo al pico registrado de ¹³⁷Cs, calibrando así el modelo y permitiendo conocer la edad de todas las secciones en el núcleo (Tabla 15, Figura 10).

Sabiendo que $A(i) = A(0) - B$ y sustituyendo en las fórmulas correspondientes, los cálculos para $A(0)$ fueron los siguientes:

$$t = \frac{1}{\lambda} \ln \frac{A(0)}{A(0) - B}$$

$$A(0) = \frac{Be^{t\lambda}}{(e^{t\lambda} - 1)} = \frac{1.32e^{(42 \cdot 0.0310828)}}{(e^{(42 \cdot 0.0310828)} - 1)} = 1.81 \text{ Bq/cm}^2$$

La tasa de acumulación resulta del cociente de la masa acumulada (Tabla 14) y el tiempo antes definido, obteniéndose un valor promedio de $0.641 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$. Por otro lado, la tasa de sedimentación se deriva del cociente de la tasa de acumulación calculada previamente y la densidad recalculada de las secciones, teniéndose entonces una tasa promedio de $1.238 \text{ cm año}^{-1}$ (Tabla 15).

Tabla 15. Tasa de acumulación, tasa de sedimentación y fechado del núcleo MIR1

| Profundidad (cm) | | $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ por sección (Bq/cm ²) | $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ acum, B (Bq/cm ²) | $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ depositado restante, Ai (Bq/cm ²) | t(i) (años) | Tasa de acumulación (g cm ⁻² año ⁻¹) | Tasa de sedimentación (cm año ⁻¹) | Año |
|------------------|------|---|---|---|-------------|---|---|------|
| Alta | Baja | | | | | | | |
| 0 | 1.5 | 0.09 | 0.09 | 1.73 | 2 | 0.43 | 0.96 | 2003 |
| 1.5 | 3.5 | 0.16 | 0.25 | 1.57 | 5 | 0.24 | 0.47 | 2000 |
| 3.5 | 6.5 | 0.24 | 0.48 | 1.33 | 10 | 0.18 | 0.34 | 1995 |
| 6.5 | 10 | 0.18 | 0.66 | 1.15 | 15 | 0.49 | 0.84 | 1990 |
| 10 | 15.5 | 0.12 | 0.79 | 1.03 | 18 | 0.80 | 1.46 | 1987 |
| 15.5 | 20 | 0.07 | 0.86 | 0.96 | 21 | 1.56 | 2.49 | 1984 |
| 20 | 23 | 0.13 | 0.99 | 0.83 | 25 | 0.37 | 0.63 | 1980 |
| 23 | 26 | 0.10 | 1.09 | 0.73 | 29 | 0.41 | 0.73 | 1976 |
| 26 | 29 | 0.08 | 1.17 | 0.65 | 33 | 0.44 | 0.80 | 1972 |
| 29 | 32 | 0.08 | 1.24 | 0.57 | 37 | 0.36 | 0.74 | 1968 |
| 32 | 35 | 0.03 | 1.27 | 0.54 | 39 | 0.89 | 1.77 | 1966 |
| 35 | 38 | 0.04 | 1.31 | 0.50 | 41 | 0.70 | 1.29 | 1964 |
| 38 | 41 | 0.01 | 1.32 | 0.49 | 42 | 1.47 | 3.56 | 1963 |

7.4 Concentración de metales

En general, los perfiles de concentración de metales en Laguna de Zempoala presentan una tendencia homogénea al mantener valores relativamente constantes en el fondo para después incrementar paulatinamente hasta los primeros centímetros (Tabla 16, Figura 12). En el caso del Al, el perfil muestra concentraciones similares a lo largo de la columna excepto por un pico a mediados de los 80's. En los perfiles de Fe, Mn, Cd, Pb y Hg se puede observar que las variaciones en las secciones coinciden entre sí, sobre todo por el continuo aumento de las concentraciones desde principios de los 80's hasta la actualidad; además, todos ellos exhiben una reducción abrupta a la misma profundidad donde se encontró la banda (sección 20-22 cm) lo que podría indicar un aporte de material externo con características distintas, particularidad que se enfatiza en los perfiles de CIT y densidad al observar que a ese mismo nivel se presenta un incremento (Figura 8).

La gran similitud que despliegan los perfiles de Hg, Pb y Cd en comparación con los de Fe, Mn y contenido de carbono orgánico (Figuras 8 y 12) concuerda con algunos estudios que han demostrado que la materia orgánica y los óxidos de Fe y Mn juegan un papel importante sobre la concentración de metales en sedimentos lacustres debido al proceso de adsorción que ahí los retiene (Rasmussen *et al.*, 1998; Gobeil *et al.*, 1999; El Bilali *et al.* 2002). De manera específica se advierte que la asociación con la materia orgánica es uno de los mecanismos de mayor relevancia para el transporte y acumulación de estos tres metales en sedimentos (ver inciso 3.2.4).

Tabla 16. Concentración de metales en Laguna Zempoala

| Año | Profundidad media (cm) | Al (%) | Fe (%) | Mn (%) | Cd (mg kg ⁻¹) | Pb (mg kg ⁻¹) | Hg (μg kg ⁻¹) |
|------|------------------------|--------|--------|--------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| 2013 | 4.5 | 2.75 | 4.48 | 0.104 | 1.80 | 40.20 | 177.9 |
| 2002 | 11 | 3.14 | 4.09 | 0.091 | 1.77 | 52.09 | 179.9 |
| 1984 | 16.5 | 4.38 | 3.40 | 0.065 | 1.44 | 27.18 | 167.6 |
| 1969 | 21 | 2.95 | 2.27 | 0.030 | 1.03 | 11.05 | 96.8 |
| 1920 | 25 | 2.71 | 3.37 | 0.059 | 1.29 | 9.47 | 141.4 |
| | 33 | 4.03 | 3.53 | 0.060 | 1.28 | 5.77 | 174.3 |
| | 39.5 | 3.11 | 2.86 | 0.056 | 1.25 | 15.75 | 129.9 |
| | 46 | 3.53 | 2.60 | 0.057 | 0.95 | 2.59 | 133.0 |
| | 52.5 | 5.11 | 4.28 | 0.058 | 1.21 | 19.50 | 125.0 |

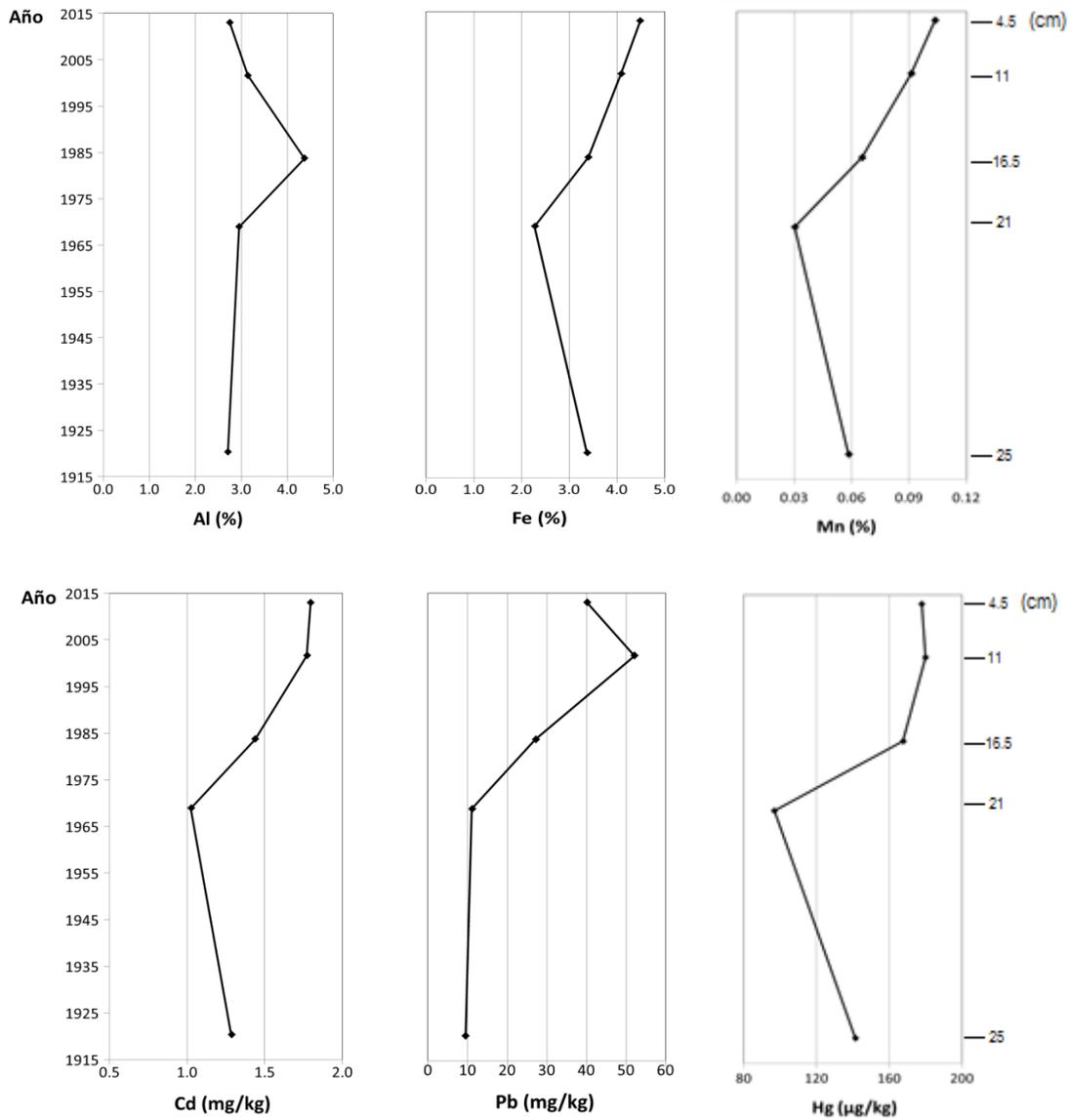


Figura 12. Perfiles de concentración de metales en Laguna Zempoala

Al analizar los coeficientes de correlación para ZEM1 (Tabla 3.1) se encontró que el COT, Fe y Mn se asocian directamente con las concentraciones de Hg, Pb y Cd, lo que probablemente confirma una afinidad entre ellos. Además se observa una correlación significativa entre COT, Fe y Mn que pudiera indicar una misma procedencia, tomando en cuenta el tipo de suelos que predominan en la zona (ver inciso 5.2.1).

Los perfiles de concentración del núcleo sedimentario de Laguna Miramar muestran tendencias muy diversas (Tabla 17, Figura 13). En el caso de los perfiles de Al, Fe y Cd, éstos presentan máximos en el fondo y dos picos mínimos sobresalientes en 1984 y 1990, para luego disminuir paulatinamente hasta la superficie. En el perfil de Pb se destacan máximos a partir de 1984 hasta 1995 (6.5 cm) con un pico mínimo intermedio en 1990 y posteriormente, un descenso característico hasta los primeros centímetros. En cambio el Mn exhibe un comportamiento homogéneo a lo largo de todo el perfil, excepto por un máximo a una profundidad de 26 cm. Por otro lado, el perfil de Hg muestra un comportamiento relativamente uniforme desde el fondo hasta los 3.5 cm, para después incrementar hasta el periodo del muestreo.

Tabla 17. Concentración de metales en Laguna Miramar

| Año | Profundidad baja (cm) | Al (%) | Fe (%) | Mn (%) | Cd (mg kg⁻¹) | Pb (mg kg⁻¹) | Hg (µg kg⁻¹) |
|------------|----------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| 2003 | 1.5 | 0.95 | 2.03 | 0.040 | 1.24 | 42.99 | 133.0 |
| 2000 | 3.5 | 1.00 | 1.78 | 0.044 | 1.35 | 45.79 | 87.4 |
| 1995 | 6.5 | 1.06 | 1.72 | 0.047 | 1.28 | 47.93 | 91.6 |
| 1990 | 10 | 0.64 | 1.29 | 0.047 | 1.04 | 38.42 | 77.4 |
| 1987 | 15.5 | 1.00 | 1.61 | 0.051 | 1.15 | 45.00 | 71.5 |
| 1984 | 20 | 0.73 | 1.18 | 0.052 | 0.98 | 46.70 | 70.0 |
| 1976 | 26 | 1.07 | 1.61 | 0.063 | 1.20 | 46.22 | 76.3 |
| 1968 | 32 | 0.99 | 1.93 | 0.044 | 1.23 | 40.43 | 68.3 |
| 1964 | 38 | 0.87 | 2.62 | 0.043 | 1.44 | 42.84 | 67.2 |
| 1963 | 41 | 1.44 | 2.88 | 0.039 | 1.532 | 47.03 | 44.0 |

Las picos destacables a mediados de los 80's y principios de los 90's (Figura 13) coinciden con los cambios que se presentan en los perfiles referentes al contenido de carbono (Figura 9). Se observa que las variaciones del COT y de los metales son directamente proporcionales, lo que estaría sugiriendo la influencia de la materia orgánica sobre el transporte de Hg, Cd y Pb y su retención en los sedimentos (ver inciso 3.2.4). Por el contrario el perfil de CIT muestra un comportamiento inverso con respecto a los parámetros antes mencionados, lo que sugiere que los carbonatos podrían estar jugando un papel como diluyentes, tal y como lo mencionan Loring y Rantala (1992).

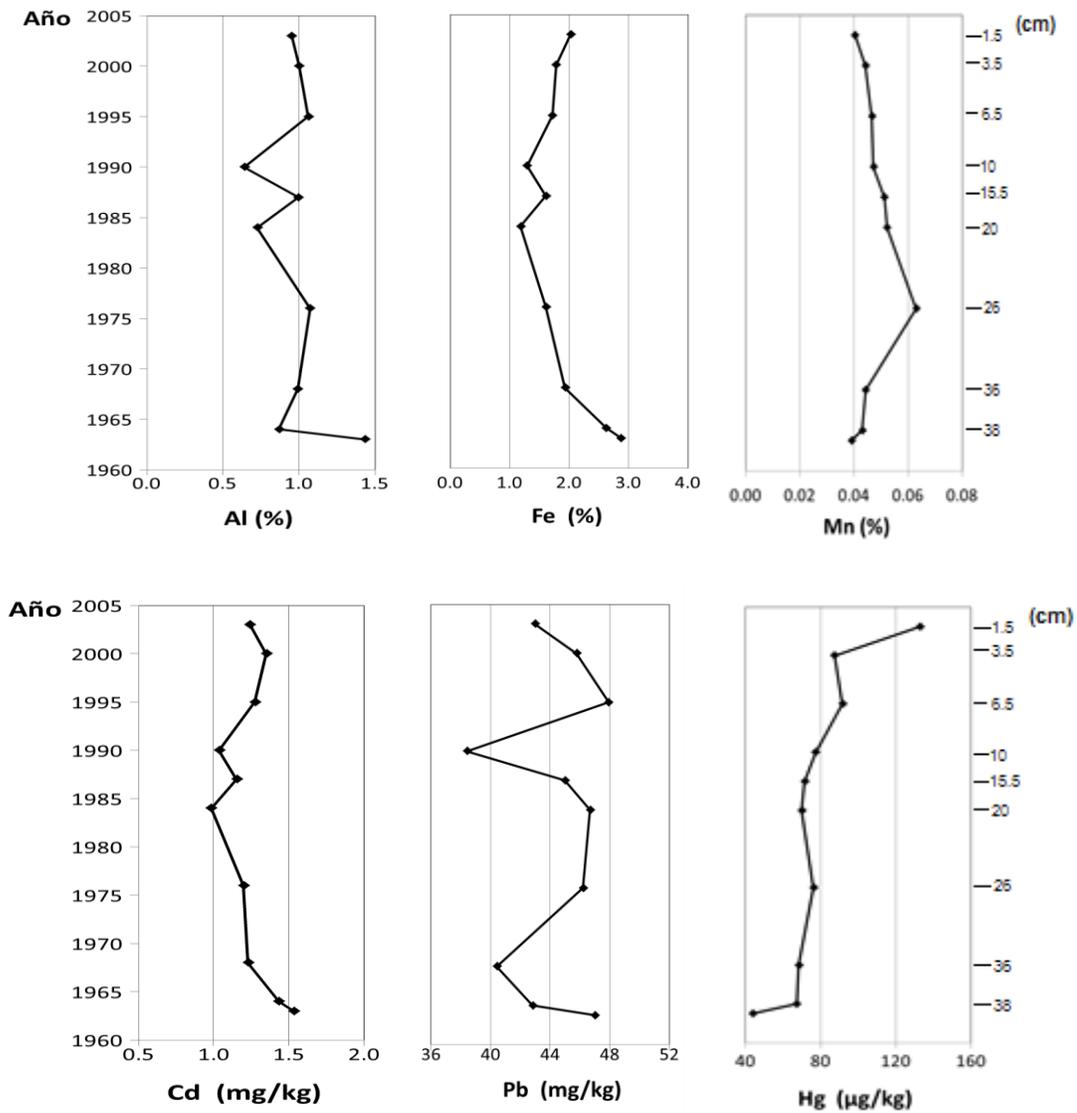


Figura 13. Perfiles de concentración de metales en Laguna Miramar

Específicamente las variaciones correspondientes a 1984 pueden relacionarse con la erupción del volcán Chichonal en esa época (Cocheme y Silva-Mora, 1983), lo cual explica de igual forma el aumento en las tasas de acumulación y sedimentación debido a un arribo de material externo con características geológicas distintas (Tabla 15).

Considerando que una de las fuentes naturales que aporta Hg, Cd y Pb a la atmósfera es una explosión volcánica (ver inciso 3.1.1), se analizó una muestra de cenizas del volcán para determinar su contenido de metales. Dicha muestra fue donada por el M.I. José Luis Martínez Palacios, quien la colectó en el municipio de Solosuchiapa, Chiapas y la conservó seca en un frasco de vidrio cerrado (Tabla 18). Se encontró que el Al, Fe, Mn y Hg oscilan dentro de los niveles de concentración descritos para los sedimentos de Laguna Miramar, mientras que Cd y Pb están por debajo de lo obtenido (Tabla 17), resultados que coinciden con los decrementos observados en sus

perfiles de concentración (Figura 13). Para los picos de 1987 y 1990 no se tiene registro de algún evento local o regional que haya podido suscitar esas variabilidades.

Tabla 18. Concentración de metales en ceniza del volcán Chichonal y núcleo MIR1

| | Ceniza | Sedimentos |
|-----------------|--|----------------|
| Lugar | Solosuchiapa (aproximadamente a 40 km del volcán y a 350 km de Laguna Miramar) | Laguna Miramar |
| Año de muestreo | 1992 | 2005 |
| Al | 0.87 | 0.64 – 1.44 |
| Fe | 2.30 | 1.18 – 2.68 |
| Mn | 0.056 | 0.039 – 0.063 |
| Cd | 0.72 | 0.98 – 1.53 |
| Pb | 11.20 | 38.42 - 47.93 |
| Hg | 95.9 | 44 – 133 |

* Al, Fe y Mn en %, Cd y Pb en mg kg⁻¹ y Hg en µg kg⁻¹

A través de los coeficientes de correlación para MIR1 (Tabla 3.2) no se lograron verificar todos los supuestos antes mencionados. Se denota una asociación entre el CIT y el Mn que podría indicar que ambos son componentes importantes del material mineral del suelo. A su vez Fe y Mn se asocian con Cd, lo que probablemente sugiere que su transporte y precipitación depende más de la asociación con los óxidos de Fe y Mn que con la materia orgánica presente. La nula correlación del CIT con el resto de los metales confirma posiblemente su rol como diluyente en los sedimentos.

7.4.1 Relación C/N

La materia orgánica presente en sedimentos lacustres está constituida primordialmente por compuestos bioquímicos derivados de los organismos vegetales que residen en el cuerpo de agua o en la cuenca (Meyers y Lallier-Vergès, 1999). Para distinguir si la materia orgánica sedimentaria proviene de una fuente terrestre o acuática se analiza la proporción COT y NT (C/N). Las plantas vasculares como hierbas, arbustos y árboles son ricas en lignina y celulosa con un alto contenido de carbono, lo que resulta en una proporción C/N con valores hasta por encima de 20. Por el contrario, las plantas acuáticas (fitoplancton) con una reducida o nula cantidad de tejidos fibrosos ricos en carbono pero abundantes en proteínas presentan una baja proporción C/N que ronda entre valores de 4 hasta 10 (Meyers, 1994) (Figura 14). La contribución de esos dos grupos de plantas en el registro sedimentario depende enormemente de la morfología del lago, la topografía y clima de la cuenca, y la riqueza de éstas en el medio, por lo que la determinación de la proporción C/N provee información relevante que ayuda a interpretar el cambio climático e incluso los efectos de las actividades humanas sobre los ecosistemas locales o regionales (Meyers e Ishiwatari, 1993).

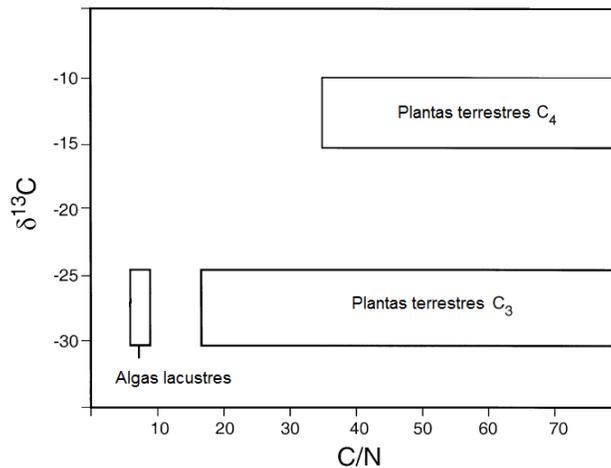


Figura 14. Valores de C/N y $\delta^{13}\text{C}$ de las principales fuentes de materia orgánica vegetal en sedimentos lacustres (Meyers, 1994).

El perfil de la relación C/N en ZEM1 presenta valores que varían entre 12 y 18, encontrando los picos máximos en las secciones más profundas (Tabla 2.6, Figura 15), esto indica que a pesar de que la fuente de materia orgánica es evidentemente terrígena a lo largo de todo el núcleo, el aporte de ésta fue mucho mayor en el siglo pasado que en años recientes. La pérdida de superficie forestal constituye uno de los problemas de mayor relevancia histórica en la zona, lo que incluso dio pie para declarar el área como protegida en 1936 (Parque Nacional Lagunas de Zempoala) a modo de conservar los recursos ahí comprendidos. A pesar de haberse reportado una deforestación promedio anual tres veces mayor que la cifra nacional para el periodo de 1978 a 2000, sobresale la puesta en marcha de acciones que han ido revirtiendo esa tendencia (CONABIO y UAEM, 2004), lo que concuerda con la disminución de la relación C/N y una posterior estabilización en años recientes. De la misma forma, la tendencia de los últimos treinta años puede estar asociada al considerable aumento de productores primarios que se ha observado en el lago, el cual es producto del incremento de sedimento ocasionado por el aporte terrígeno alóctono (Díaz-Vargas *et al.*, 2005), hecho que explica también el comportamiento del COT en este núcleo de sedimentos (Figura 15).

En el caso de MIR1 la relación C/N fluctúa entre valores de 16 y 20, presentándose un pico característico en el segmento de 11-14 cm (Tabla 2.5, Figura 15). Ciertamente se observa que, al igual que en ZEM1, el origen de la materia orgánica es terrígeno y que los valores más altos se encuentran en el fondo del perfil. Las variaciones de la proporción C/N podrían estar relacionadas de igual manera con los cambios de uso de suelo que se han suscitado alrededor del cuerpo de agua. En 1975, época que la que se estableció el Decreto de Reserva de la Biósfera, Laguna Miramar estaba rodeada por selva alta perennifolia y fragmentos de vegetación secundaria arbórea, para 1993 era notoria la pérdida de vegetación al prevalecer algunas fracciones de pastizal inducido y cultivado, y a principios del siglo XXI la expansión de las áreas de pastizales y agrícolas hacía evidente un incremento en la perturbación de la cubierta selvática (IDESMAC y CONANP, 2012). El mismo documento (*ibídem*) señala que en torno al lago existe una susceptibilidad media a la erosión y un potencial de deforestación que varía de bajo a medio.

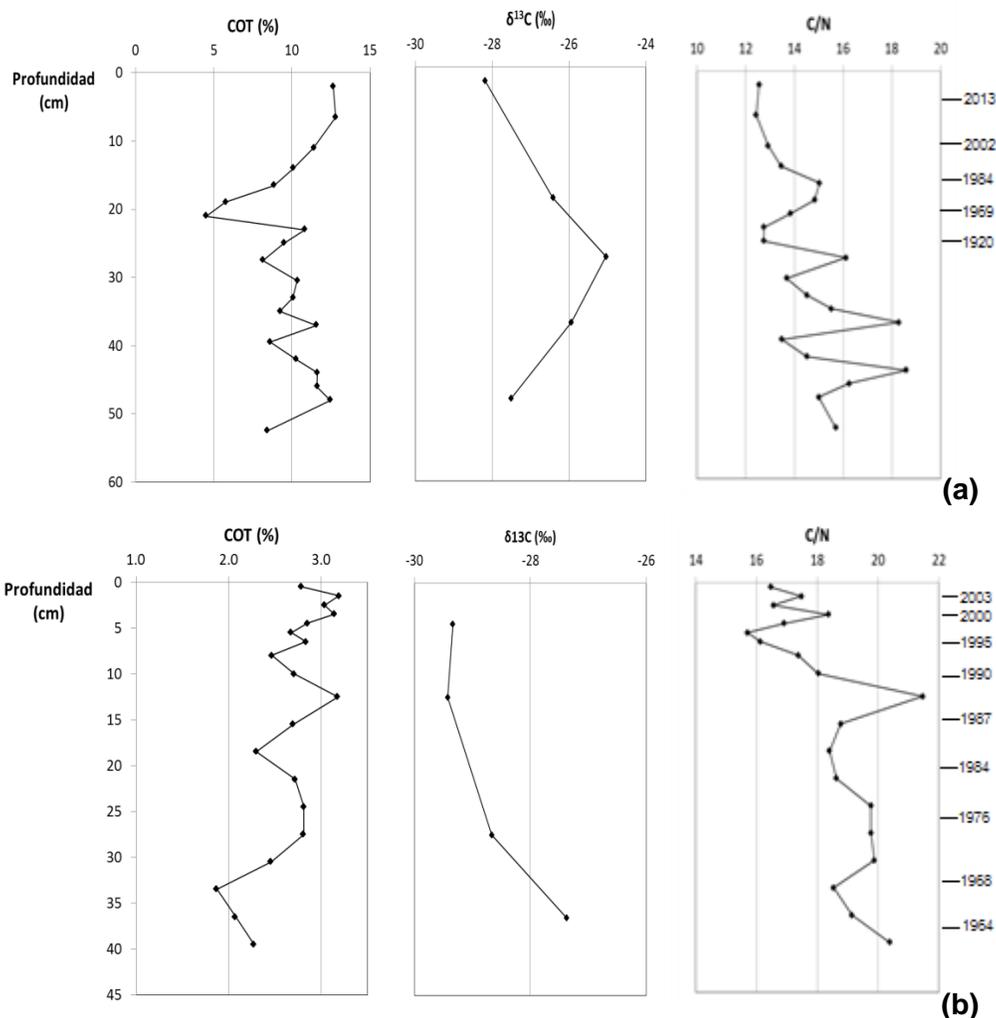


Figura 15. COT (%), C/N y $\delta^{13}\text{C}$ (‰) en los núcleos ZEM1 (a) y MIR1 (b)

7.4.2 Isótopo estable ^{13}C

La determinación de la composición isotópica de carbono en los sedimentos lacustres se ha utilizado ampliamente para identificar el tipo de vegetación terrestre de donde proviene la materia orgánica (Meyers, 2003). En general se distinguen dos grandes grupos vegetales en base a la vía fotosintética que emplean para absorber el carbono (Figura 14): las plantas C_4 , siendo el maíz y algunos pastos las más representativas, que presentan valores de $\delta^{13}\text{C}$ en un rango que varía entre -16 y -8‰ (Degens, 1969; Meyers, 1993; Michener y Lajtha, 2007), y las plantas C_3 , sobresaliendo los árboles caducifolios y coníferas, que exhiben valores de $\delta^{13}\text{C}$ en un rango de -32 a -22‰ (Michener y Lajtha, 2007) con un valor promedio de -27‰ (Degens, 1969; Meyers, 1994). Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en ZEM1 (Tabla 19) fluctúan entre -28 y -25‰ siendo muy parecidos a los de MIR1, -29 y -27‰ (Tabla 20). Ambos resultados indican que la materia orgánica se deriva de plantas tipo C_3 , lo cual concuerda con la clase de vegetación reportada en torno a los cuerpos de agua de interés (ver apartado 5). La disminución de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en las primeras secciones sustenta lo descrito en el inciso anterior (Figura 15).

Tabla 19. Resultados de $\delta^{13}\text{C}$ en ZEM1

| Sección | $\delta^{13}\text{C}$ |
|----------|-----------------------|
| 0-4 cm | -28.2 |
| 18-20 cm | -26.4 |
| 26-29 cm | -25.0 |
| 36-38 cm | -25.9 |
| 47-49 cm | -27.5 |

Tabla 20. Resultados de $\delta^{13}\text{C}$ en MIR1

| Sección | $\delta^{13}\text{C}$ |
|----------|-----------------------|
| 5-6 cm | -29.3 |
| 11-14 cm | -29.4 |
| 26-29 cm | -28.7 |
| 35-38 cm | -27.4 |

7.4.3 Factor de enriquecimiento

Para seleccionar el elemento de referencia más adecuado para normalizar las concentraciones de metales se consideró el grado de asociación entre el Al, Fe o Mn y la fracción más fina de los sedimentos (arcillas y coloides), siendo el Mn y el Fe los que presentan las correlaciones más elevadas para Laguna Zempoala y Laguna Miramar, respectivamente. En el caso del núcleo MIR1 se tomaron como referencia las concentraciones de las muestras de suelo extraídas (Al 5.47%, Fe 3.89%, Mn 0.13%, Cd 1.54 mg/kg, Pb 7.36 mg/kg y Hg 195.7 $\mu\text{g/kg}$), en el supuesto de que representan las condiciones específicas de la zona de estudio. Para el núcleo ZEM1 se prefirió utilizar el promedio de las concentraciones correspondientes a las últimas secciones analizadas (Tabla 16), sabiendo que equivalen a los tiempos preindustriales por estar al nivel del ^{210}Pb -base.

7.4.3.1 Laguna Zempoala

Los perfiles de FE de Cd y Hg (Figura 16) muestran una variación mínima de sus valores, entre 0.7 y 1.0, excepto por un incremento a los 21 cm que está asociado a la banda de la que se ha hecho referencia en otros apartados. De acuerdo con la clasificación propuesta por Essien *et al.* (2009) (sección 3.3.2.1), esos factores indican un origen litogénico de los elementos al no alcanzar siquiera la categoría de bajo enriquecimiento. Por el contrario, el perfil de FE de Pb presenta valores entre 2 y 3 (Figura 16) que fluctúan dentro del rango definido como de bajo enriquecimiento según la clasificación del mismo autor. Un visible incremento de los factores a comienzos de los 70's podría atribuirse al máximo consumo de gasolinas con plomo y del aditivo tetraetilo de plomo en el país (pasando de una producción menor a 1,000 ton en 1940 a 26,000 ton en 1981) (Soto-Jiménez *et al.*, 2006). Pese a la exitosa implementación de programas gubernamentales para la reducción de emisiones de Pb a partir de 1982 hasta 1998, en el perfil no se aprecia una tendencia que indique un decline en ese periodo, lo que estaría insinuando que el enriquecimiento de Pb está ligado probablemente a una fuente alterna de emisión como puede ser el cambio de uso

de suelo del cual ya se había hecho mención. Las actividades recurrentes de deforestación en la zona (tala clandestina), las pronunciadas pendientes y el alto índice de lluvias provocan un proceso erosivo del terreno que puede eventualmente arrastrar las partículas de suelo asociadas al metal hasta el cuerpo de agua (ATSDR, 2007), o una movilización que reintegra el elemento a la atmósfera para después retornar a los suelos o directamente al sistema acuático (UNEP, 2010b). El ligero descenso de los perfiles de FE en años recientes pudiera entonces estar relacionado con las prácticas de reforestación llevadas a cabo en el parque de acuerdo a lo reportado por CONANP (2008).

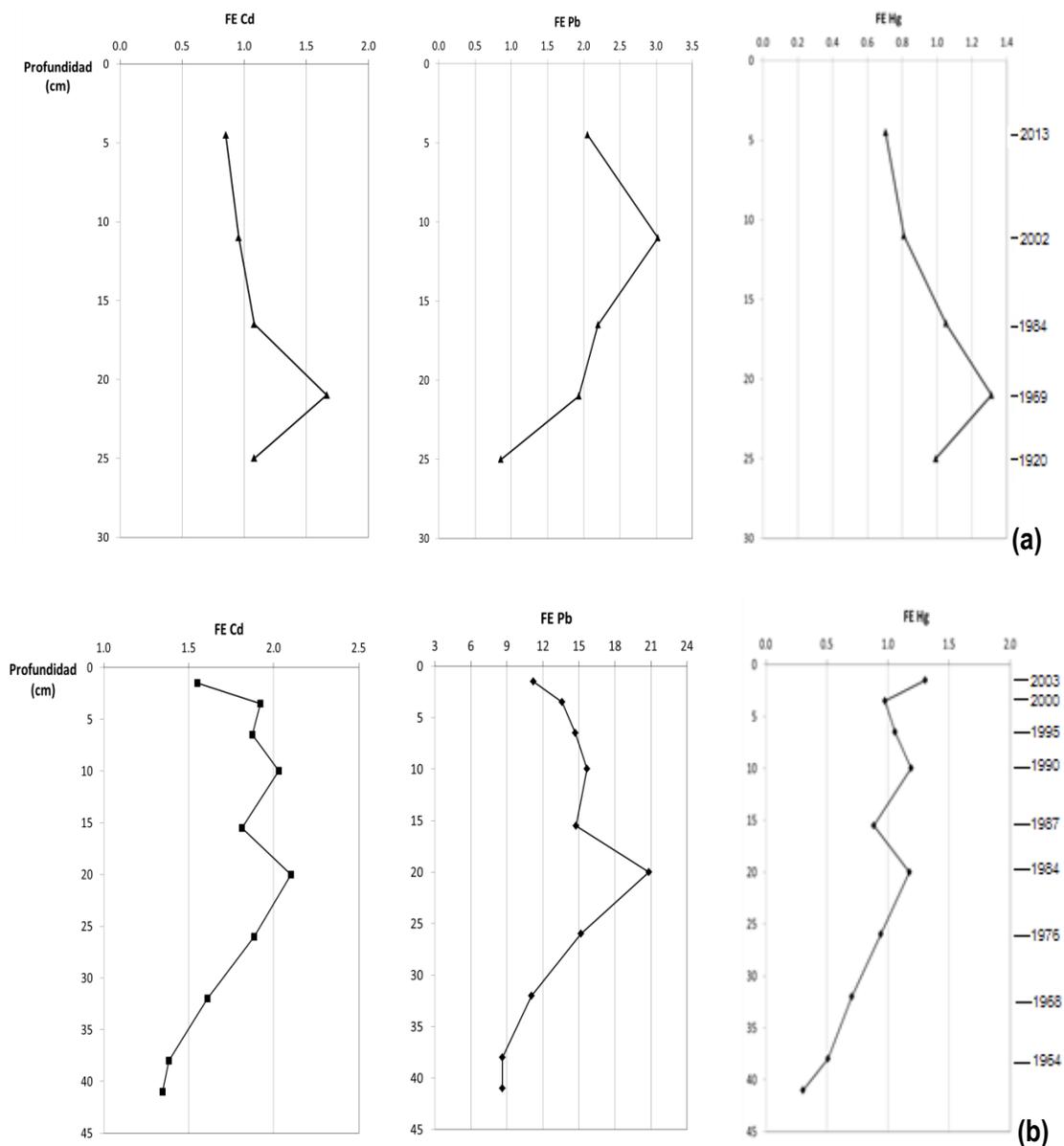


Figura 16. Factores de enriquecimiento en Laguna Zempoala (a) y Laguna Miramar (b)

7.4.3.2 Laguna Miramar

El perfil de FE de Pb (Figura 16) no presenta una gran variabilidad a lo largo de toda la columna pero si un nivel elevado de enriquecimiento de acuerdo a la clasificación de Essien *et al.* (2009), lo cual podría ser un indicativo de condiciones particulares que se estén dando en el cuerpo de agua o características geológicas propias del sitio ya que el comportamiento del perfil no refleja claramente la influencia de la pérdida de cobertura vegetal; se destaca además un pico máximo a mediados de los 80's que coincide con la erupción del volcán Chichonal y que contradice la tendencia de la concentración de Pb señalada en el inciso 7.4 (Figura 13). Por otro lado el perfil de FE de Cd muestra un incremento paulatino desde el fondo hasta 20 cm, profundidad a partir de la cual comienza a fluctuar alrededor de un valor de 2 hasta decrecer levemente en los primeros centímetros; se considera que este metal presenta un nivel de enriquecimiento bajo de acuerdo a la clasificación que se ha venido manejando. El perfil de FE de Hg (Figura 16) presenta un comportamiento similar al de Cd salvo por exponer niveles propios de un nulo enriquecimiento y por un aumento en las secciones superficiales. No obstante el perfil de FE de Hg muestra una tendencia concordante con los cambios de uso de suelo (ver inciso 7.4.1) que se asemeja a lo reportado por Roulet *et al.* (2000) que estudiaron la relación entre los cambios de uso de suelo en la selva amazónica y la alteración del ciclo del Hg, encontrando que las variaciones de concentración del metal en los sedimentos se relacionaban directamente con el contenido de aluminosilicatos y el tamaño de partícula. Concluyeron que la erosión incrementaba el aporte de Hg particulado hacia las aguas que drenaban finalmente en los sistemas lacustres.

7.5 Comparativa entre lagos

En este apartado se contrastan los perfiles de concentración de Hg y Pb con los datos publicados por Hansen (2012) para los mismos sistemas lacustres.

7.5.1 Laguna Zempoala

El perfil de Pb que reporta Hansen (2012) evidencia cambios en las concentraciones relativos al consumo extraordinario de gasolinas con plomo y la producción del aditivo tetraetilo de plomo a principios de los 70's, así como la puesta en marcha de programas gubernamentales para reducir las emisiones del contaminante a mediados de los 80's y el retiro definitivo de esos productos para 1998 (Soto-Jiménez *et al.*, 2006). Estas tendencias también pudieran reflejar incendios forestales que se han suscitado en la zona, sabiendo que uno de los procesos naturales que más aporta Pb a la atmósfera son precisamente ese tipo de siniestros junto con las erupciones volcánicas y la erosión de rocas y/o transporte aéreo de partículas de suelo (UNEP, 2010b). Es importante mencionar que Huitzilac se posicionó como uno de los municipios con mayor número de incendios (36.14% del total estatal) durante el periodo de 1992 a 2000 (CONABIO y UAEM, 2004) y, aunque la ocurrencia de estos eventos ha ido disminuyendo, en el transcurso de la última década éstos han afectado extensiones de terreno considerables dentro del parque, con 149 ha tan solo en 2007 (CONANP, 2008).

Sin embargo, el perfil de Pb concerniente a este trabajo de investigación no exhibe las mismas variaciones (Figura 17), únicamente un incremento sostenido desde comienzos de los 70's que se reduce en los últimos años. Esa diferencia podría ser explicada por el sitio de donde se extrajo el núcleo ya que, a pesar de localizarse en la zona más profunda, su proximidad con la orilla del lago pudiera influir en la alteración de las concentraciones si se toma en cuenta que las actividades de deforestación han promovido posiblemente la erosión del terreno y la consecuente movilización de material hacia el cuerpo de agua. Pudiera ser entonces que en el hallazgo de concentraciones más elevadas esté implícito el arrastre de partículas, el aporte por incendios y los eventos históricos de liberación-reducción de Pb en el ambiente, condición que se constata al encontrar tasas de acumulación y sedimentación distintas para cada núcleo.

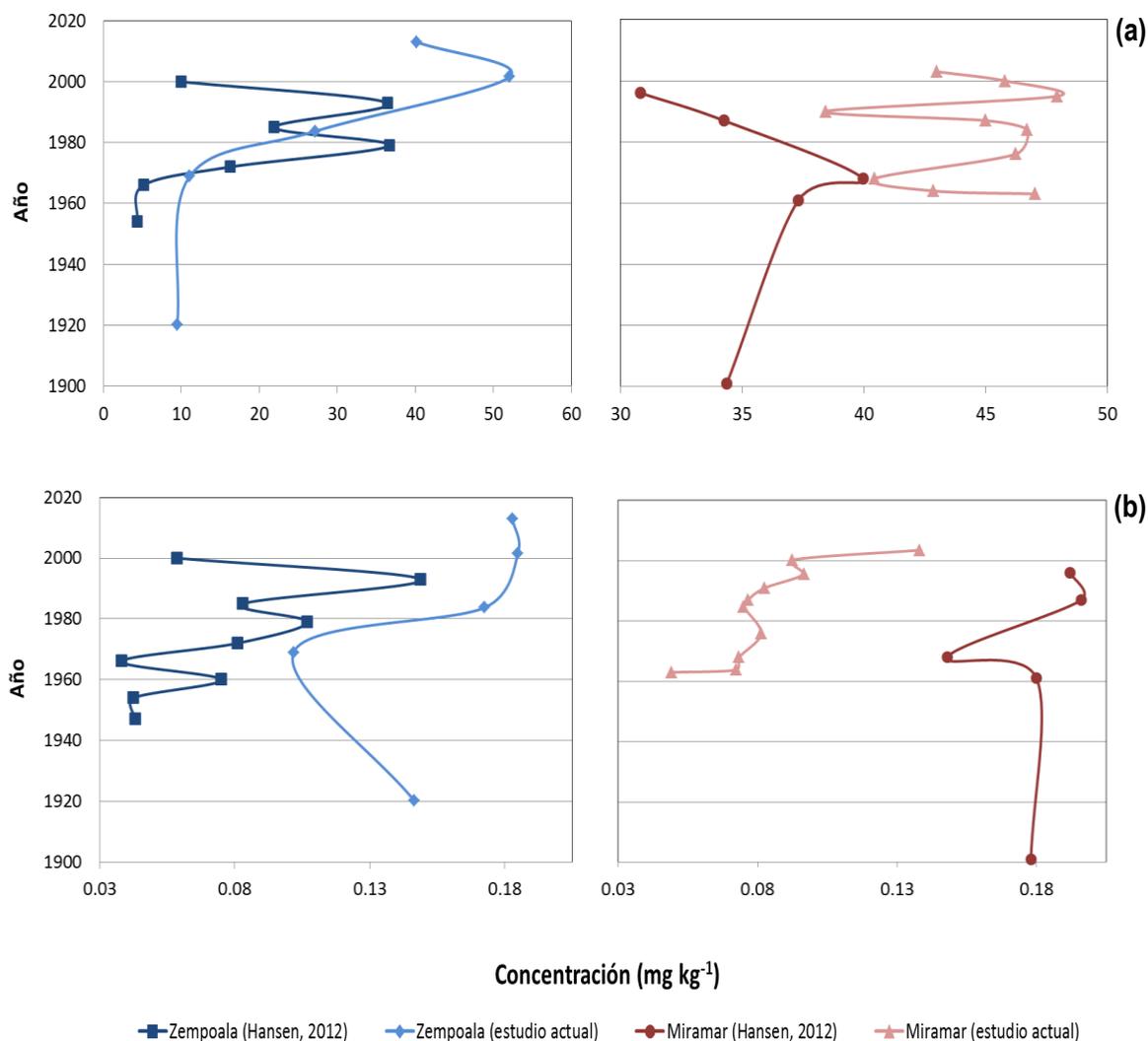


Figura 17. Comparación de perfiles de Pb (a) y Hg (b)

Por otro lado, en el perfil de Hg reportado por Hansen (2012) se aprecia un aumento de la concentración desde los años 50's que mantiene una misma tendencia hasta finales del siglo XX a pesar de algunos altibajos, para después disminuir gradualmente. Este comportamiento podría atribuirse a la apertura, expansión y/o suspensión de ciertas actividades productivas en esta región (refinerías, producción de cloro-álcali, cemento, pinturas, incineración de residuos peligrosos, entre otras) consideradas como fuentes principales de Hg (Acosta y Asociados, 2001; INE, 2008). Se observa que el núcleo analizado en este estudio posee concentraciones casi 3 veces mayores con respecto a las del núcleo reportado por Hansen (2012), suceso que pudiera estar igualmente influenciado por los procesos erosivos que se presentan y por el hecho de que provienen de distintos sitios de muestreo. Sabiendo que el Hg logra movilizarse por escorrentía hacia los ecosistemas acuáticos únicamente cuando se encuentra ligado a suelos suspendidos (UNEP, 2009) y que los incendios forestales son también una fuente natural del metal (UNEP, 2002) puede suponerse que, al igual que en el perfil de Pb, dentro de esos niveles mayores de concentración esté contemplado tanto el flujo atmosférico de Hg como el aporte terrígeno.

7.5.2 Laguna Miramar

Ambos perfiles de Hg muestran un comportamiento semejante excepto por las primeras secciones, destacándose un incremento desde inicios de los 70's que pudo deberse a procesos industriales similares a los antes mencionados, a las actividades de deforestación y/o a la transformación de áreas selváticas a terrenos de cultivo donde comúnmente se emplea el sistema tradicional de roza, tumba y quema (IDESMAC y CONANP, 2012). Empero, el núcleo reportado por Hansen (2012) presenta concentraciones más elevadas que el núcleo analizado en este trabajo de investigación, particularidad que podría deberse a la diferencia que existe entre sus tasas de sedimentación: 0.05 cm año^{-1} para el núcleo reportado y $1.238 \text{ cm año}^{-1}$ para el nuevo núcleo. Callender (2000) y Sherwood-Lollar *et al.* (2003) precisaron que en sedimentos cuya tasa de sedimentación es menor a 0.25 cm año^{-1} se acentúa la perturbación de la superficie por procesos biológicos, ya que existe el tiempo suficiente para que la materia orgánica se descomponga y origine un ambiente anóxico donde los óxidos probablemente no serán estables, ocurriendo entonces un enriquecimiento de metales en la interfase agua-sedimento; la situación anterior se presenta en menor grado en sedimentos con tasas mayores a 1 cm año^{-1} donde el material depositado cubre rápidamente las capas anteriores. A pesar de que ambos núcleos fueron extraídos del mismo sitio y en el mismo año, cabe resaltar que los resultados de 120 años del núcleo reportado por Hansen (2012) corresponden a los primeros 6 cm de la columna mientras que el núcleo de este estudio equivale a 42 años en 41 cm de profundidad. Bajo esa condición es comprensible que se pudiera presentar un proceso de diagénesis en el primero.

Los perfiles de Pb no presentan las mismas tendencias que el Hg siendo que las concentraciones de este metal son menores en el perfil de más baja velocidad de sedimentación (Figura 17). Asimismo, aunque el núcleo reportado por Hansen (2012) aparentemente muestra variaciones de concentración que pudieran explicar la exposición debido al uso de gasolinas con plomo, el núcleo analizado en este trabajo no exhibe tales cambios. Es importante mencionar entonces que la información con la que se cuenta no es suficiente para explicar este fenómeno.

Para dar respuesta a estas observaciones, se recomienda en próximos estudios obtener los núcleos de las zonas más profundas del lago y realizar un fechado preliminar. Con esa información, planear un segundo muestreo, cortes del núcleo (preferentemente en campo), análisis isotópicos y químicos. Asimismo, para la interpretación de los resultados sería útil recabar información adicional acerca de los inventarios de fuentes contaminantes en las diferentes regiones, análisis del agua (pH, Eh, temperatura, oxígeno disuelto y salinidad) y de la geología de la cuenca.

7.6 Criterios ecológicos

Para conocer el grado de contaminación de los metales en los dos sitios de estudio, las concentraciones resultantes se compararon con lo reportado por Buchman (2008), referente a los límites de concentración de metales en sedimentos de cuerpos de agua continentales que ocasionan efectos biológicos adversos (Tabla 21).

Tabla 21. Criterios ecológicos para metales en sedimentos (mg kg⁻¹)

| Parámetro | ¹ TEL | ² PEL |
|-----------|------------------|------------------|
| Hg | 0.17 | 0.486 |
| Al | -- | -- |
| Fe | -- | -- |
| Pb | 35 | 91.3 |
| Cd | 0.6 | 3.5 |
| Mn | -- | -- |

Fuente: Buchman (2008)

¹ TEL (Threshold Effect Level) - concentración por debajo de la cual no se presenta un efecto biológico adverso.

² PEL (Probable Effect Level) - concentración que ocasiona efectos biológicos adversos con frecuencia.

Las concentraciones de Hg se mantienen de manera casi continua por debajo del TEL salvo en la parte superior del núcleo de Laguna Zempoala. En cuanto a las concentraciones de Pb, éstas rebasan el TEL a partir de 1990 hasta años recientes en Laguna Zempoala, mientras que las de Laguna Miramar sobrepasan permanentemente el límite. Para el caso del Cd, las concentraciones en ambos sistemas lacustres están por encima del TEL. Ninguno de los perfiles rebasa el PEL (Figura 18).

De forma general, las diferencias entre los perfiles de ambos lagos con respecto a estos límites ecológicos pueden ser explicadas por las consideraciones mencionadas a lo largo de este apartado, desafortunadamente no se tienen registros complementarios de la calidad del agua en los sitios, la geología entorno a ellos o parámetros adicionales de los sedimentos que pudieran esclarecer mejor estos comportamientos.

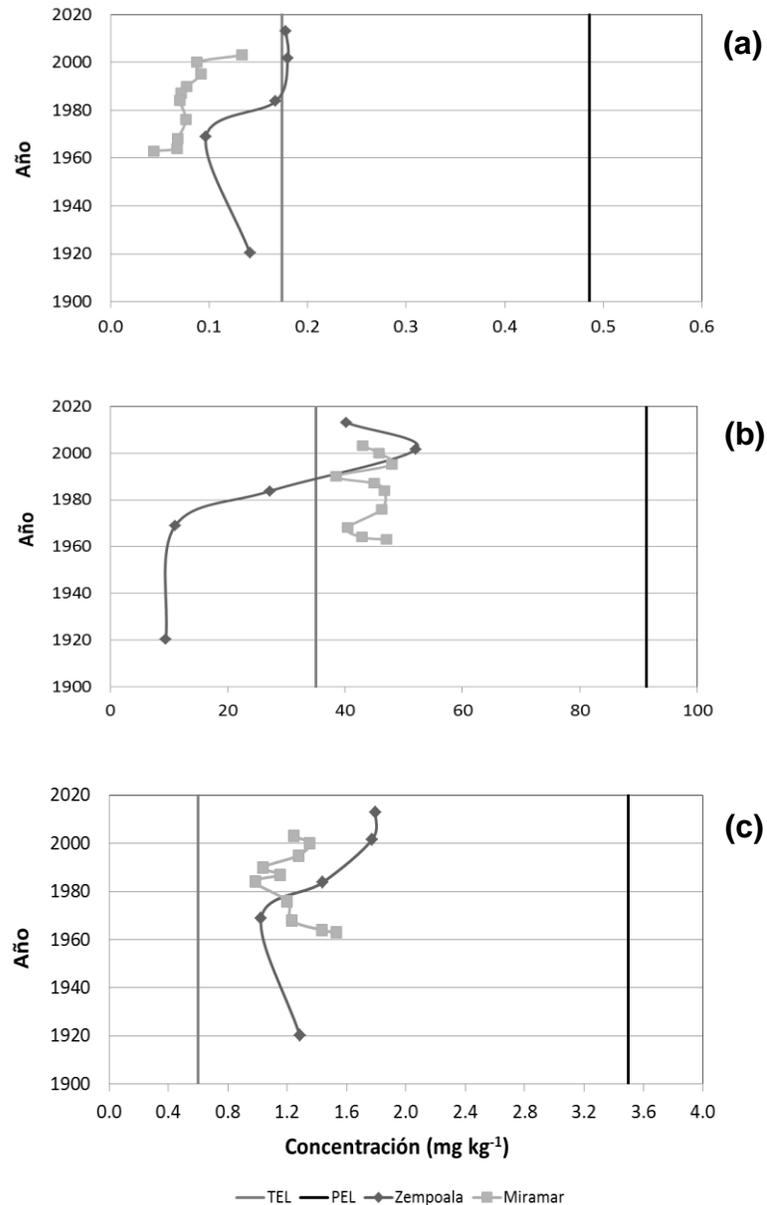


Figura 18. Perfiles de Hg (a), Pb (b) y Cd (c) contra TEL y PEL

7.7 Lagos remotos de México y el mundo

Finalmente cabe señalar que los perfiles de concentración de Hg, Cd y Pb de ambos núcleos se hallan dentro de los valores máximos y mínimos que exhiben otros sistemas lacustres remotos de México y el mundo, de acuerdo a lo publicado en la literatura (Tabla 22). A su vez, se puede apreciar que los picos de concentración más antiguos coinciden con el auge productivo de aquellos países reconocidos como precursores en la época de la industrialización, mientras que picos más recientes pudieran estar revelando la influencia del transporte atmosférico de estos contaminantes sobre los ecosistemas globales, los efectos de ciertas actividades productivas introducidas a los países en desarrollo o eventos locales y/o regionales puntuales.

Tabla 22. Concentraciones de Hg, Cd y Pb (mg kg⁻¹) en lagos remotos

| Lago | Descripción del sitio | Año muestreo | Hg | | | | Cd | | | | Pb | | | | Referencia |
|------------------------|-------------------------------------|--------------|-------|-------|---------|--------|--------|-------|---------|--------|--------|--------|---------|-----------------------|--------------------------------|
| | | | Min | Max | Año Max | Actual | Min | Max | Año Max | Actual | Min | Max | Año Max | Actual | |
| Lago Zempoala, México | | 2013 | 0.097 | 0.180 | 2002 | 0.178 | 1.03 | 1.8 | 2013 | 1.8 | 9.5 | 52.09 | 2002 | 40.20 | Este estudio |
| | | 2003 | 0.033 | 0.144 | 1993 | 0.054 | - | - | - | - | 4.3 | 36.70 | 1978 | 9.90 | Hansen, 2012 |
| Santa Elena, México | | 2010 | <0.2 | <0.2 | - | - | 0.2 | 0.3 | - | - | 26.9 | 31.70 | - | - | Ontiveros-Cuadras et al., 2014 |
| Club, Australia | | 2011 | - | - | - | - | - | - | - | 38 | 54.16 | 1920 | 45.66 | Stromsoe et al., 2013 | |
| Meidsee, Suiza | Alta montaña | 2009 | 0.080 | 0.108 | 1830 | 0.102 | - | - | - | 20 | 116.36 | 1915 | 90 | Thevenon et al., 2011 | |
| Bujuku, Uganda | | 2003 | 0.030 | 0.188 | 1992 | 0.163 | - | - | - | - | - | - | - | - | Yang et al., 2010 |
| Kitandara, Uganda | | | 0.040 | 0.234 | 2003 | 0.234 | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| Hourai-Numa, Japón | | 2006 | 0 | 0.185 | 1995 | 0.120 | 0.400 | 1.20 | 1987 | 1.20 | 75 | 100 | 1988 | 87.50 | Kuwae et al., 2013 |
| Coire nan Arr, Escocia | | 1996 | 0.046 | 0.140 | 1847 | 0.089 | 0.140 | 4.68 | 1996 | 4.68 | 2.33 | 86.46 | 1972 | 30.32 | Rose y Rippey, 2002 |
| Prosce, Croacia | | 2003 | - | - | - | - | - | - | - | 19.80 | 36.04 | 1992 | 28 | Mikac et al., 2011 | |
| Kosjak, Croacia | Prístino | | - | - | - | - | - | - | - | 7.92 | 37.67 | 1996 | 33 | | |
| Chon, Inglaterra | | 2000 | - | - | - | - | 1.260 | 8.95 | 1950 | 1.35 | 0 | 582.90 | 1955 | 90.89 | Yang y Rose, 2005 |
| Grannoch, Inglaterra | | | - | - | - | - | 1.220 | 5.18 | 1900 | 2.33 | 93.52 | 414.30 | 1953 | 215.05 | |
| Laguna Miramar, México | | 2005 | 0.044 | 0.133 | 2003 | 0.133 | 0.985 | 1.53 | 1963 | 1.24 | 38.42 | 47.93 | 1995 | 42.99 | Este estudio |
| | | 2005 | 0.143 | 0.191 | 1986 | 0.187 | - | - | - | - | 30.80 | 40 | 1970 | 30.8 | Hansen, 2012 |
| Guanaco, Chile | | 2010 | 0.024 | 0.066 | 1990 | 0.050 | - | - | - | - | - | - | - | - | Hermanns y Biester, 2013 |
| Redrock, EUA | Parque nacional / Reserva ecológica | 2003 | 0.040 | 0.239 | 1970 | 0.187 | 0.121 | 0.72 | 1980 | 0.40 | 23.80 | 50.27 | 1983 | 36.38 | Mast et al., 2010 |
| Acid, Canadá | | 2003 | - | - | - | - | 0.862 | 8.80 | 1973 | 1.61 | 11.68 | 257.74 | 1979 | 142.25 | Belzile et al., 2004 |
| Bell, Canadá | | | - | - | - | - | 1.170 | 2.06 | 1985 | 1.84 | 7.27 | 158.60 | 1978 | 136.56 | |
| George, Canadá | | | - | - | - | - | 1.420 | 12.24 | 1976 | 2.43 | 8.88 | 260.32 | 1976 | 161.56 | |
| Teardrop, Canadá | | | - | - | - | - | 1.500 | 3.67 | 1978 | 1.50 | 9.40 | 198.19 | 1978 | 172.76 | |
| Ellasjoen, Noruega | Ártico | 2001 | 0.083 | 0.155 | 1994 | 0.155 | 1.210 | 2.57 | 1966 | 2.20 | 77.80 | 95.10 | 1881 | 86.60 | Evanset et al., 2007 |
| Lago Verde, México | Cráter | 2001 | 0.036 | 0.273 | 1950 | 0.093 | 0.0083 | 0.75 | 1900 | 0.182 | 1.54 | 65.43 | 1935 | 7.58 | Ruiz-Fernández et al., 2007 |
| Bosomtwe, Ghana | | 2000 | 0.023 | 0.244 | 1967 | 0.090 | - | - | - | - | - | - | - | - | Poste et al., 2012 |

8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

De acuerdo a los objetivos planteados para este proyecto, en este apartado se mencionan las principales conclusiones que se obtuvieron al finalizar dicho estudio junto con algunas recomendaciones que pudieran facilitar la realización de trabajos futuros inmersos en el mismo contexto.

1. Los perfiles de concentración de Cd, Pb y Hg de Laguna Zempoala presentaron una tendencia relativamente homogénea al incrementar desde el fondo hasta finales del siglo XX, para después disminuir ligeramente hacia la superficie, exceptuando esto último para Pb. Todos despliegan una reducción abrupta a la misma profundidad donde se encontró una banda de coloración distinta, lo que podría indicar un aporte de material externo. De acuerdo al análisis de coeficientes de correlación, el COT, Fe y Mn influyen en la distribución de los tres metales en los sedimentos.
2. Los perfiles de metales de Laguna Miramar presentaron tendencias muy diversas entre ellos salvo picos en común entre los 80's y 90's, uno de ellos relacionado con la explosión del volcán Chichonal. El perfil de Hg es el único que presenta un incremento a partir del 2000 hasta el año de muestreo. El análisis de coeficientes de correlación sugiere que el CIT diluye las concentraciones de metales.
3. Los valores de la relación C/N en ambos lagos mostraron que la fuente de materia orgánica es predominantemente terrígena aunque su aporte fue mucho mayor en el siglo pasado que en años recientes. Esto se puede atribuir a los cambios de uso de suelo en la zona, específicamente por actividades agrícolas y la tala clandestina.
4. Los valores del isótopo estable de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) para ambos núcleos confirmaron que la materia orgánica se deriva de una fuente terrígena. Su disminución en las primeras secciones refuerza el planteamiento sobre la pérdida de cobertura vegetal.
5. Los FE de Cd y Hg en Laguna Zempoala indican un origen litogénico de los elementos al presentar valores correspondientes a un enriquecimiento nulo según la escala utilizada. El FE para Pb presenta valores que fluctúan dentro del rango de bajo enriquecimiento que posiblemente se debe al aporte atmosférico y arrastre de partículas de suelo hacia el lago.
6. En Laguna Miramar los FE de Pb no presentaron gran variabilidad a lo largo de la columna pero si un nivel muy elevado de enriquecimiento, lo que podría deberse a las condiciones particulares que se estén dando en el cuerpo de agua o características geológicas propias del sitio. Aunque los FE de Hg presentan niveles equivalentes a un nulo enriquecimiento, es evidente su incremento en las primeras secciones que pudiera atribuirse a la erosión producto de los cambios de uso de suelo. Se considera un nivel de enriquecimiento bajo para Cd de acuerdo a la clasificación empleada.

7. Al comparar los perfiles de concentración de Hg y Pb de Laguna Zempoala con otros perfiles reportados en la literatura, se observó que la discrepancia entre las concentraciones se debe posiblemente a que provienen de sitios de muestreo distintos, resultando también tasas de sedimentación diferentes. En los perfiles con mayor concentración de metales está implícito el arrastre de partículas de suelo y el aporte atmosférico por incendios y/o eventos históricos de liberación de esos metales en el ambiente.
8. Se observó que las concentraciones de Hg y Pb en Laguna Miramar varían ampliamente con respecto a los perfiles ya reportados, lo cual se atribuye a la discordancia entre sus tasas de sedimentación. A una baja tasa se acentúan los procesos diagenéticos, promoviendo la perturbación superficial de los sedimentos y el enriquecimiento de metales en esa zona, tal y como pudo haberse presentado en el núcleo reportado por Hansen (2012). Sin embargo, con la información disponible, no se logra explicar el comportamiento del Pb para ese mismo núcleo.
9. Las concentraciones de Hg, Cd y Pb en ambos núcleos se encuentran dentro de los valores máximos y mínimos que exhiben otros sistemas lacustres remotos de México y del mundo.
10. A través de la información recopilada se advirtió que existen numerosos convenios internacionales y algunos programas nacionales que denotan un fuerte interés por monitorear y controlar la liberación de estos contaminantes; sin embargo, es muy difícil cuantificar sus alcances mientras éstos no se vean reflejados en medidas concretas. El análisis de núcleos sedimentarios en este trabajo permitió evaluar someramente aquellas políticas, acciones o eventos específicos a nivel nacional, regional y/o local relacionados con los metales de interés.
11. A través de los resultados obtenidos se percibe que las áreas protegidas donde se localizan los sitios de estudio han sufrido alteraciones importantes, consecuencia de las actividades antropogénicas, que se reflejan en la distribución de los metales en los sedimentos y que impiden identificar claramente las deposiciones por vía atmosférica.
12. El enriquecimiento de algunos metales en años recientes y su posicionamiento por encima del TEL podrían ser la pauta para definir políticas o acciones ambientales puntuales a nivel regional y local, si se desea disminuir su concentración por lo menos hasta valores que no ocasionen efectos biológicos adversos.
13. Para próximos estudios se recomienda obtener los núcleos sedimentarios de las zonas más profundas del lago, tomando siempre en cuenta su cercanía con la zona ribereña del mismo. Se propone además recabar información adicional acerca de la calidad de agua del sistema acuático (pH, Eh, temperatura, oxígeno disuelto y salinidad) y la geología de la cuenca, mediciones que ayudarían a comprender de mejor forma la interacción de los metales con las fases suelo, agua y sedimento y, por ende, facilitarían la interpretación y análisis de resultados.
14. Se plantea también extraer un núcleo de un cuerpo de agua remoto ubicado en el norte del país, con el objeto de analizar la tendencia de estos metales en esa región o el efecto de las actividades antropogénicas en áreas consideradas como remotas.

9. REFERENCIAS

- Acosta y Asociados, 2001. Inventario Preliminar de Emisiones Atmosféricas de Mercurio en México – Informe final. http://www.inecc.gob.mx/descargas/sqre/mxhg_airefinal_todo_v3.pdf. Julio, 2013.
- Acosta y Asociados, 2002. Evaluación de los mecanismos para el rastreo de las importaciones y exportaciones de mercurio para uso y disposición en México - Informe final. http://www.inecc.gob.mx/descargas/sqre/hg_trac_mx_es.pdf. Julio, 2013.
- Alfaro-De La Torre, M.C. y Tessier, A., 2002. Cadmium deposition and mobility in the sediments of an acidic oligotrophic lake. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 66, 3549-3562.
- Alloway, B.J., 2013. Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Tercera edición. *Environmental Pollution* 22, Springer. ISBN 978-94-007-4469-1.
- Appleby, P.G. y Oldfield, F., 1983. The assessment of ²¹⁰Pb data from sites with varying sediment accumulation rates. *Hydrobiologia* 103, 29-35.
- ASTM (American Society for Testing and Materials), 2007a. ASTM-D422-63 - Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils. http://www.techstreet.com/standards/astm/d422_63_2007_?product_id=1528879. Noviembre, 2012.
- ASTM (American Society for Testing and Materials), 2007b. ASTM-D421-85 - Standard Practice for Dry Preparation of Soil Samples for Particle-Size Analysis and Determination of Soil Constants. <http://www.astm.org/Standards/D421.htm>. Febrero, 2013.
- ATSDR (Agency for Toxic Substance and Disease Registry), 1999. Toxicological Profile for Mercury. <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp46.pdf>. Septiembre, 2012.
- ATSDR (Agency for Toxic Substance and Disease Registry), 2007. Toxicological Profile for Lead. <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp13.pdf>. Septiembre, 2012.
- ATSDR (Agency for Toxic Substance and Disease Registry), 2008. Toxicological Profile for Cadmium. <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp5.pdf>. Septiembre, 2012.

- Baskaran, M. y Naidu, A.S., 1995. ^{210}Pb -derived chronology, and fluxes of ^{210}Pb and ^{137}Cs isotopes into continental shelf sediments, East Chukchi Sea, Alaskan Arctic. *Geochim. Cosmochim. Ac.* 59, 4435-4438.
- Baskaran, M., 2011. ^{210}Po and ^{210}Pb as atmospheric tracers and global atmospheric ^{210}Pb fallout: a Review. *J. Environ. Radioactiv.* 102, 500-513.
- Battarbee, R.W., Carvalho, L., Jones, V.J., Flower, R.J., Cameron, N.G., Bennion, H. y Juggins, S., 2001. Diatoms. En Smol, J.P., Birks, H.J.B. y Last, W.M. *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators.* Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Holanda. Pp. 155-202.
- Belzile, N., Chen, Y., Gunn, J.M. y Dixit, S.S., 2004. Sediment trace metal profiles in lakes of Killarney Park, Canada: from regional to continental influence. *Environ. Pollut.* 130, 239-248.
- Bennett, K.D. y Willis, K.J., 2001. Pollen. En Smol, J.R, Birks, H.J.B. y Last, W.M. *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators.* Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Holanda. Pp. 5-32.
- Bigelow, D.S., Dossett, S.R. y Bowersox, V.C., 2001. Instruction Manual, NADP/NTN Site Selection and Installation Nacional Atmosphere Deposition Program Office at the Illinois State Water Survey. NADP Manual. Champaign, EUA.
- Brand, W., 2004. *HandBook of Stable Isotope Analytical Techniques, Vol.1.* Pier A. de Groot. ISBN: 978-0-444-51114-0. Pp. 835-856.
- Buchman, M.F., 2008. NOAA Screening Quick Reference Tables. NOAA OR&R Report 08-1. Office of Response and Restoration Division. National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle WA.
- Callender, E. y Van Metre, P.C., 1997. Reservoir Sediment Cores Show U.S. Lead Declines. *Environ. Sci. Technol.* 31 (9), 424-428.
- Callender, E., 2000. Geochemical effects of rapid sedimentation in aquatic systems: minimal diagenesis and the preservation of historical metal signatures. *J. Paleolimnol.* 23, 243-260.
- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental), 1997. *Rutas continentales de los contaminantes.* Comisión para la Cooperación Ambiental. Québec, Canadá. ISBN 2-922305-14-7. Pp. 1-7.

CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental), 2003. Iniciativa Manejo Adecuado de las Sustancias Químicas de la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte. Resumen y actualización. <http://www3.cec.org/islandora/es/item/2031-overview-and-update-sound-management-chemicals-smoc-initiative-es.pdf>. Octubre, 2013.

CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental), 2004a. Cálculo de emisiones de contaminación atmosférica por uso de combustibles fósiles en el sector eléctrico mexicano. <http://www3.cec.org/islandora/es/item/2166-estimating-air-pollution-emissions-from-fossil-fuel-use-in-electricity-sector-in-es.pdf>. Octubre, 2013.

CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental), 2004b. Emisiones atmosféricas de las centrales eléctricas en América del Norte. <http://www3.cec.org/islandora/es/item/2165-north-american-power-plant-air-emissions-es.pdf>. Octubre, 2013.

CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental), 2011. Informe sobre el mercado del mercurio en México. <http://www3.cec.org/islandora/es/item/11354-north-american-regional-action-plan-mercury-close-out-report>. Octubre, 2013.

CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental), 2013a. Informe final del Plan de Acción Regional de América del Norte sobre Mercurio. <http://www3.cec.org/islandora/es/item/10100-mexican-mercury-market-report-es.pdf>. Octubre, 2013.

CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental), 2013b. Avances en la sustitución del mercurio en hospitales de México (2007-2009). <http://www3.cec.org/islandora/es/item/11044-advances-in-mercury-substitution-in-mexican-hospitals-2007-2009>. Octubre, 2013.

CEC-IMTA (Commission for Environmental Cooperation - Instituto Mexicano de Tecnología del Agua), 2003. Feasibility study for sampling and analysis of lake sediment cores in Mexico. Final Report. Project No. 321.06.02. Jiutepec, Morelos, México.

CEC-IMTA (Commission for Environmental Cooperation - Instituto Mexicano de Tecnología del Agua), 2005. Sampling and analysis of selected lake sediment cores in Mexico. Final Report. Project No. TH-0518. Jiutepec, Morelos, México.

CEC-IMTA (Commission for Environmental Cooperation - Instituto Mexicano de Tecnología del Agua), 2012. Sediment Wet Deposition. Final Report. Project No. TH-1208.4. Jiutepec, Morelos, México.

- Cocheme, J.J. y Silva-Mora, L., 1983. The March–April 1982 eruptions of Chichonal volcano, Mexico. *Bull. Volcanol.* 46, 55–69.
- CONABIO y UAEM, 2004. La Diversidad Biológica en Morelos: Estudio del Estado. Contreras-MacBeath, T., Boyás, J.C. y Jaramillo, F. (editores). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas), 2000. Programa de Manejo de la Reserva de la Biósfera Montes Azules. Instituto Nacional de Ecología. http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/montes_azules.pdf. Marzo, 2013.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas), 2008. Anteproyecto Programa de Conservación y Manejo - Parque Nacional Lagunas de Zempoala. Corredor Biológico Chichinautzin. Dirección Regional Centro y Eje Neovolcánico. <http://www.conanp.gob.mx/anp/consulta/Anteproyecto%20Chichinautzin%20y%20mapa.pdf>. Marzo, 2013.
- Contreras-MacBeath, T., Ongay- Delhumeau, E. y Sorani, V.D., 2002. Programa Estatal de Ordenamiento Territorial Sustentable de Morelos Fases I, II y III. Incluyendo los subsistemas Natural, Social y Económico. Informe técnico. SEDESOL.
- Degens, E.T., 1969. Biogeochemistry of stable carbon isotopes. En: Eglinton G, Murphy MTJ (eds). *Organic geochemistry*. Elsevier, New York. Pp. 304-329.
- Díaz-Vargas, M., Elizalde Arriaga, E.E, Quiróz Castelán, H., García Rodríguez, J. y Molina Estudillo, I., 2005. Caracterización de Algunos Parámetros Físico Químicos del Agua y Sedimento del Lago Zempoala, Morelos, México. *Acta Universitaria* 15, 57-65.
- Eggleton, J. y Thomas, K.V., 2004. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environ. Int.* 30, 973– 980.
- El Bilali, L., Rasmussen, P.E., Hall, G.E.M. y Fortin, D., 2002. Role of sediment composition in trace metal distribution in lake sediments. *Appl. Geochem.* 17, 1171–1181.
- EPA (Environmental Protection Agency), 1997. Mercury Study Report to Congress. Volume VI: An Ecological Assessment for Anthropogenic Mercury Emissions in the United States. <http://www.epa.gov/ttn/atw/112nmerc/volume6.pdf>. Octubre, 2012.

- EPA (Environmental Protection Agency), 2007a. EPA-Method 3051A - Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>. Noviembre, 2012.
- EPA (Environmental Protection Agency), 2007b. EPA-Method 6010C - Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/6010c.pdf>. Noviembre, 2012.
- EPA (Environmental Protection Agency), 2007c. EPA-Method 7471B - Mercury in solid or semisolid waste (manual cold-vapor technique). <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/7471b.pdf>. Noviembre, 2012.
- Essien, J.P., Antai, S.P. y Olajire, A.A., 2009. Distribution, seasonal variations and ecotoxicological significance of heavy metals in sediments of cross river estuary mangrove swamp. *Water Air Soil Poll.* 197, 91–105.
- Evenset, A., Christensen, G.N., Carroll, J., Zaborska, A., Berger, U., Herzke, D. y Gregor, D., 2007. Historical trends in persistent organic pollutants and metals recorded in sediment from Lake Ellasjøen, Bjørnøya, Norwegian Arctic. *Environ. Pollut.* 146, 196-205.
- Fernández-Bremauntz, A., Yarto Ramírez, M. y Castro Díaz, J. (eds.), 2004. Las sustancias tóxicas persistentes en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. México D.F. ISBN: 968-817-703-2. Pp. 17 y 18.
- FitzPatrick, E.A., 1985. Suelos: su formación, clasificación y distribución. Segunda impresión. CECSA. México, D.F. ISBN 968-26-0439-7. Pp. 233-237, 320-328.
- Förstner, U., 1976. Lake Sediments as Indicators of Heavy-Metal Pollution. *Naturwissenschaften* 63, 465-470.
- García, E., 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México.
- GEM (Gobierno del Estado de México), 2007. Cuencas Atmosféricas del Estado de México. Secretaría del Medio Ambiente y Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación Atmosférica. México. Pp. 21-28.
- Gobeil, C., Macdonald, R.W. y Smith, J.N., 1999. Mercury profiles in sediments of the Arctic Ocean basins. *Environ. Sci. Technol.* 33, 4194-4198.

- Hansen, A.M., 2012. Lake sediment cores as indicators of historical metal(loid) accumulation – A case study in Mexico. *Appl. Geochem.* 27, 1745-1752.
- Hermanns, Y.M. y Biester, H., 2013. Anthropogenic mercury signals in lake sediments from southernmost Patagonia, Chile. *Sci. Total Environ.* 445–446, 126–135.
- IDESMAC y CONANP, 2012. Atlas de riego. Reserva de la Biósfera “Montes Azules”. Instituto para el Desarrollo Sustentable en Mesoamérica A.C. y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Chiapas, México.
- INE (Instituto Nacional de Ecología), 2000. Diagnóstico del Mercurio en México. http://www.inecc.gob.mx/descargas/sqre/Diagnostico_hg_mx_2002.pdf. Octubre, 2012.
- INE (Instituto Nacional de Ecología), 2001. Estudio sectorial de las sustancias de eliminación: utilización y destino del plomo. http://www.inecc.gob.mx/descargas/dgipea/est_sect_sust_elim.pdf. Octubre, 2013.
- INE (Instituto Nacional de Ecología), 2003. Seguimiento a los compromisos de México en convenios internacionales en materia del manejo adecuado de sustancias químicas. http://www.inecc.gob.mx/descargas/sqre/informe_final_convenios_internacionales.pdf. Octubre, 2013.
- INE (Instituto Nacional de Ecología), 2007. Lo que usted debe saber sobre el plomo. Disponible en World Wide Web: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/folletos/98/98.html>. [Consultado en: Agosto, 2012].
- INE (Instituto Nacional de Ecología), 2008. Informe final: Inventario Nacional de Liberaciones de Mercurio - México 2004. http://www.inecc.gob.mx/descargas/dgcenica/2008_estudio_cenica_inv_nal_liberaciones_hg.pdf. Julio, 2013.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 2004. Guía para la Interpretación de Cartografía: Edafología. INEGI. México. ISBN 970-13-4376-X.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 2013a. Cuerpos de agua (datos vectoriales 1:1000000). <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reconat/geologia/infoescala.aspx>. Marzo 2013.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 2013b. Suelos (datos vectoriales 1:1000000). <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reconat/edafologia/infoescala.aspx>. Marzo 2013.

- Jweda, J., y Baskaran, M., 2011. Interconnected riverine-lacustrine systems as sedimentary repositories: Case study in southeast Michigan using ^{210}Pb and ^{137}Cs -based sediment accumulation and mixing models. *J. Great Lakes Res.* 37, 432-446.
- Krishnaswamy, S., Lal, D., Martin, J. y Meybeck, M., 1971. Geochronology of lake sediments. *Earth Planet. Sci. Lett.* 11, 407-414.
- Kuwaie, M., Tsugeki, N.K., Agusa, T., Toyoda, K., Tani, Y., Ueda, S., Tanabe, S. y Urabe, J., 2013. Sedimentary records of metal deposition in Japanese alpine lakes for the last 250 years: Recent enrichment of airborne Sb and In in East Asia. *Sci. Total Environ.* 442, 189-197.
- Loring, D.H. y Rantala, R.T.T., 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth Sct. Rec.* 32, 235-283.
- Manahan, Stanley E., 2003. *Toxicological chemistry and biochemistry*. Lewis Publishers. Tercera edición. EUA. Pp. 216-223.
- Manahan, Stanley E., 2007. *Introducción a la química ambiental*. Editorial Reverté. Primera edición. España. Pp. 146-152, 528-529.
- Mast, M.A., Manthorne, D.J. y Roth, D.A., 2010. Historical deposition of mercury and selected trace elements to high-elevation National Parks in the Western U.S. inferred from lake-sediment cores. *Atmos. Environ.* 44, 2577-2586.
- Merian, E., Anke, M., Ihnat, M. y Stoepler, M., 2004. *Elements and their compounds in the environment. Occurrence, Analysis and Biological Relevance. Volume 2: Metals and their compounds*. WILEY-VCH. Germany. ISBN: 3-527-30459-2.
- Meyers, P.A., 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chem. Geol.* 114, 289-302.
- Meyers, P.A. e Ishiwatari, R., 1993. Lacustrine organic geochemistry overview of indicators of organic matter sources and diagenesis in lake sediments. *Org. Geochem.* 20 (7), 867-900.
- Meyers, P.A. y Lallier-Vergès, E., 1999. Lacustrine sedimentary organic matter records of Late Quaternary paleoclimates. *J. Paleolimnol.* 21, 345-372.

- Meyers, P.A., 2003. Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the Laurentian Great Lakes. *Org. Geochem.* 34, 261-289.
- Michener, R. y Lajtha, K., 2007. *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. Segunda edición. Blackwell Publishing Ltd. UK. ISBN-13: 978-1-4051-2680-9. Pp. 283-324.
- Mikac, I., Fiket, Z., Terzic, S., Barešić, J., Mikac, N. y Ahel, M., 2011. Chemical indicators of anthropogenic impacts in sediments of the pristine karst lakes. *Chemosphere* 84, 1140-1149.
- Moore, W.S y Dymondt, J., 1988. Correlation of ^{210}Pb removal with organic carbon fluxes in the Pacific Ocean. *Nature* 331, 339-341.
- NOM (Norma Oficial Mexicana), 2000. NOM-021-RECNAT-2000 - Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. <http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3335/1/nom-021-semarnat-2000.pdf>. Octubre, 2012.
- Ontiveros-Cuadras, J.F., Ruiz-Fernández, A.C., Sanchez-Cabeza, J.A., Pérez-Bernal, L.H., Sericano, J.L., Preda, M., Liong Wee Kwong, L. y Páez-Osuna, F., 2014. Trace element fluxes and natural potential risks from ^{210}Pb -dated sediment cores in lacustrine environments at the Central Mexican Plateau. *Sci Total Environ.* 468-469, 677-687.
- ONU (Organización de las Naciones Unidas), 2011. Convenio de Rotterdam. <http://www.pic.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/1048/language/en-US/Default.aspx>. Noviembre, 2012.
- Olusola-Akinyemi, F., Hutchinson, S.M., Mîndrescu, M. y Rothwell, J.J., 2013. Lake sediment records of atmospheric pollution in the Romanian Carpathians. *Quater. Int.* 293, 105-113.
- Pansu, M. y Gautheyrou, J., 2006. *Handbook of Soil Analysis – Mineralogical, organic and inorganic methods*. Springer. Pp. 355-370.
- PNUMA (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente), 2010. Análisis del flujo del comercio y revisión de prácticas de manejo ambientalmente racionales de productos conteniendo cadmio, plomo y mercurio en América Latina y el Caribe.

http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Lead_Cadmium/docs/Trade_Reports/LAC/Trade_report_LAC_Spanish_and_English.pdf. Septiembre, 2013.

PNUMA (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente), 2011. Convenio de Basilea sobre el control de los movimientos transfronterizos de los desechos peligrosos y su eliminación. <http://www.basel.int/Portals/4/Basel%20Convention/docs/text/BaselConventionText-s.pdf>. Noviembre, 2012.

Poste, A.E., Muir, D.C.G., Otu, M.K., Hall, R.I. y Hecky, R.E., 2012. Past and present mercury flux to a West African crater lake (Lake Bosomtwe/Bosumtwi, Ghana). *Sci. Total Environ.* 420, 340-344.

PRONAME (Programa de Monitoreo y Evaluación de Sustancias Tóxicas, Persistentes y Bioacumulables), 2007. Versión preliminar. http://siscop.ine.gob.mx/descargas/proname_vdic.pdf. Septiembre, 2012.

Rasmussen, P.E., Villard, D.J., Gardner, H.D., Fortescue, J.A.C., Schiff, S.L. y Shilts, W.W., 1998. Mercury in lake sediments of the Precambrian Shield near Huntsville, Ontario, Canada. *Environ. Geol.* 33, 170-182.

Robbins, J.A., 1978. Geochemical and geophysical applications of radioactive lead isotopes. *Biochemistry of Lead* (ed. J.O. Nriagu). Elsevier, Amsterdam, pp. 85–393.

Robbins, J.A. y Edgington, D.N., 1974. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. *Geochim. Cosmochim. Acta* 39, 288-304.

Rose, N.L. y Rippey, B., 2002. The historical record of PAH, PCB, trace metal and fly-ash particle deposition at a remote lake in north-west Scotland. *Environ. Pollut.* 117, 121-132.

Roulet, M., Lucotte, M., Canuel, R., Farella, N., Courcelles, M., Guimaraes, J.-R.D., Mergler, D. y Amorim, M., 2000. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. *Chem. Geol.* 165, 243–266.

Ruiz-Fernández, A.C., Claude-Hillaire, M., Páez-Osuna, F., Ghaleb, B. y Caballero, M., 2007. 210Pb chronology and trace metal geochemistry at Los Tuxtlas, Mexico, as evidenced by a sedimentary record from the Lago Verde crater lake. *Quaternary Res.* 67, 181-192.

Sánchez-Cabeza, J.A., Díaz-Asencio, M. y Ruiz-Fernández, A.C., 2012. Radiocronología de sedimentos costeros utilizando 210Pb: modelos, validación y aplicaciones. PNUMA-OIEA, Viena. ISBN 978–92–0–325210–2.

- Sánchez-Cabeza, J.A. y Ruiz-Fernández, A.C., 2012. ^{210}Pb sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models. *Geochim. Cosmochim. Acta* 82, 183–200.
- Sanei, H. y Goodarzi, F., 2006. Relationship between organic matter and mercury in recent lake sediment: The physical–geochemical aspects. *Appl. Geochem.* 21, 1900–1912.
- Sarkar, B., 2002. Heavy metals in the environment. Marcel Dekker, Inc. EUA. Pp. 231-261, 409-446 y 457-496.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2013. Firma México Convenio de Minamata sobre control de emisiones de mercurio. Comunicado de prensa Núm. 206/13, México, D.F. <http://saladeprensa.semarnat.gob.mx/index.php/noticias/1279-firma-mexico-convenio-de-minamata-sobre-control-de-emisiones-de-mercurio>. Marzo 10, 2014.
- Sherwood Lollar, B., Holland, H. D. y Turekian, K. K., 2003. *Treatise on Geochemistry, Volume 9. 9.03 - Heavy Metals in the Environment—Historical Trends*. Elsevier Science. UK. ISBN: 978-0-08-043751-4. Pp. 88.
- Sigg, L., Sturm M. y Kistler, D., 1987. Vertical transport of heavy metals by settling particles in Lake Zurich. *Limnol. Oceanogr.* 32, 112-130.
- Smol, J.P., 2002. *Pollution of lakes and rivers: A paleoenvironmental perspective*. Arnold, a member of the Hodder Headline Group. Londres. ISBN: 0 340 741465.
- Soto-Jimenez, M., Hibdon, S.A., Rankin, C.W., Aggarawl, J., Ruiz-Fernández, A.C., Paez-Osuna, F. y Russell Flegal, A., 2006. Chronically a century of lead pollution in Mexico: stable lead isotopic composition analyses of dated sediment cores. *Environ. Sci. Technol.* 40, 764-770.
- Stromsoe, N., Nikolaus, J., McGowan, H.A. y Marxc, S.K., 2013. Attribution of sources to metal accumulation in an alpine tarn, the Snowy Mountains, Australia. *Environ. Pollut.* 181, 133-143.
- Tessier, A., Fortin, D., Belzile, N., DeVitre R.R. y Leppard, G.G., 1996. Metal sorption to diagenetic iron and manganese oxyhydroxides and associated organic matter: Narrowing the gap between field and laboratory measurements. *Geochim. Cosmochim. Ac.* 60, 387-404.
- Thevenon, F., Guédron, S., Chiaradia, M., Loizeau, J. y Poté, J., 2011. (Pre-) historic changes in natural and anthropogenic heavy metals deposition inferred from two contrasting Swiss Alpine lakes. *Quaternary Sci. Rev.* 30, 224-233.

- Turney, C.S.M. y Lowe, J.J. 2001. Tephrochronology. En Smol, J.P., Birks, H.J.B. y Last, W.M. Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 1: Basin Analysis, Coring and Chronological Techniques. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Holanda. Pp. 451-471.
- UNEP (United Nations Environment Programme), 2002. Evaluación mundial sobre el mercurio. <http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Mercury/Documents/Publications/final-assessment-report-Nov05-Spanish.pdf>. Agosto, 2012.
- UNEP (United Nations Environment Programme), 2003. Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances. Global Report 2003. http://www.chem.unep.ch/pts/gr/Global_Report.pdf. Septiembre, 2012.
- UNEP (United Nations Environment Programme), 2006. Strategic Approach to International Chemicals Management. http://www.saicm.org/index.php?option=com_content&view=article&id=73&Itemid=475. Octubre, 2013.
- UNEP (United Nations Environment Programme), 2008. The global atmospheric mercury assessment: sources, emissions and transport. <http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/MercuryPublications/GlobalAtmosphericMercuryAssessmentSourcesEm/tabid/3618/language/en-US/Default.aspx>. Agosto, 2012.
- UNEP (United Nations Environment Programme), 2010a. Final review of scientific information on cadmium. http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Lead_Cadmium/docs/Interim_reviews/UNEP_GC26_INF_11_Add_2_Final_UNEP_Cadmium_review_and_appendix_Dec_2010.pdf. Agosto, 2012.
- UNEP (United Nations Environment Programme), 2010b. Final review of scientific information on lead. http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Lead_Cadmium/docs/Interim_reviews/UNEP_GC26_INF_11_Add_1_Final_UNEP_Lead_review_and_appendix_Dec_2010.pdf. Agosto, 2012.
- van Afferden, M., Hansen, A.M. y Fuller, C.C., 2005. Reconstrucción de la deposición atmosférica histórica de DDT en la laguna de Zempoala en el centro de México. Ing. Hidraul. Mex. XX (3), 71-83.
- Vargas Márquez, F., 1984. Parques Nacionales de México y Reservas Equivalentes. Pasado, presente y futuro. Colección: Los Grandes Problemas Nacionales. Serie: Los Bosques de México. Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM. México.

- Weinberg, J., 2009. Guía para las ONG sobre los Contaminantes Orgánicos Persistentes. Red Internacional de la Eliminación de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (IPEN). Texcoco, México. Pp. 13 y 14.
- Wen, X. y Allen, H.E., 1999. Mobilization of heavy metals from Le An River sediment. *Sci. Total Environ.* 227, 101-108.
- Whitlock, C. y Larsen, C.P.S., 2001. Charcoal as a fire proxy. En Smol, J.P, Birks, H.J.B. y Last, W.M. *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators.* Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Holland. Pp. 75-97.
- WHO (World Health Organization), 2007. Health risks of heavy metals from long-range transboundary air pollution. World Health Organization. Alemania. ISBN 978 92 890 7179 6.
- WHO (World Health Organization), 2010a. Exposure to lead: a major public health concern. <http://www.who.int/ipcs/features/lead.pdf>. Octubre, 2012.
- WHO (World Health Organization), 2010b. Exposure to cadmium: a major public health concern. <http://www.who.int/ipcs/features/cadmium.pdf>. Octubre, 2012.
- WHO (World Health Organization), 2010c. Exposure to mercury: a major public health concern. <http://www.who.int/ipcs/features/mercury.pdf>. Octubre, 2012.
- Xu, L., Wu, F., Wan, G., Liao, H., Zhao, X. y Xing, B., 2011. Relationship between ²¹⁰Pb(ex) activity and sedimentary organic carbon in sediments of 3 Chinese lakes. *Environ. Pollut.* 159, 3462-7.
- Yang, H. y Rose, N.L., 2005. Trace element pollution records in some UK lake sediments, their history, influence factors and regional differences. *Environ. Int.* 31, 63– 75.
- Yang, H., Engstrom, D.R. y Rose, N.L., 2010. Recent Changes in Atmospheric Mercury Deposition Recorded in the Sediments of Remote Equatorial Lakes in the Rwenzori Mountains, Uganda. *Environ. Sci. Technol.* 44, 6570–6575.

ANEXO 1

Convenios internacionales

Uno de los tratados internacionales más importante es el *Convenio de Basilea*, el cual fue adoptado en 1989 y entró en vigor hasta 1992. Este tratado tiene por objetivo proteger la salud de las personas y el medio ambiente frente a los efectos nocivos resultantes de la generación, los movimientos transfronterizos y la gestión de desechos peligrosos, lo que obliga a los países involucrados a realizar mejoras institucionales para reducir al mínimo su producción, monitorear su transporte y asegurar que se traten y eliminen de manera ambientalmente racional (PNUMA, 2011; INE, 2003).

Otro tratado internacional relevante es el *Convenio de Rotterdam*, aprobado en 1998 y suscrito por México hasta el 2005. Surge de la preocupación ante el riesgo que se tiene por el aumento de la producción y comercio de sustancias químicas restringidas y formulaciones plaguicidas consideradas como extremadamente peligrosas, por lo que dentro de sus objetivos está el promover la responsabilidad entre los países comercializadores, impulsar una utilización apropiada de las sustancias en cuestión, facilitar el intercambio de información respecto a ellas, entre otras medidas (ONU, 2011; INE, 2003).

En la reunión ministerial del Comité de Políticas Ambientales de la Organización de Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE), en 1996, México adoptó la *Declaración para la Reducción de Riesgos por Plomo* donde se incluían acciones como la implementación de programas para la recolección y reciclaje de productos con plomo, la evaluación de las poblaciones sensibles que están expuestas, el trabajo conjunto con las industrias relacionadas, etc. (INE, 2007).

En 2005, el Consejo de Administración del PNUMA alentó al sector privado y a las organizaciones gubernamentales y no gubernamentales a desarrollar e implementar siete alianzas globales, siendo México socio de tres de ellas: *Alianza Global sobre el mercurio*, *Alianza Global de oferta y almacenamiento de mercurio* y *Alianza Global para la eliminación del plomo en las pinturas* (PNUMA, 2010).

En la primera reunión de la Conferencia Internacional sobre Gestión de Productos Químicos, en 2006, México ratificó el *Enfoque Estratégico para la Gestión Internacional de Químicos* (SAICM, por sus siglas en inglés), iniciativa que busca la gestión racional de los productos químicos durante todo su ciclo de vida para lograr, a más tardar en 2020, la disminución de sus efectos negativos. El SAICM está conformado por tres elementos esenciales que pretenden hacer sinergia con el resto de los acuerdos relacionados con sustancias químicas: 1) la *Declaración de Dubai* sobre la gestión de los productos químicos, 2) la *Estrategia de Política Global* que evalúa la aplicación del SAICM y define

su alcance, necesidades y criterios, y 3) el *Plan de Acción Mundial* con 273 actividades propuestas que fungen como marco normativo para orientar las decisiones a diferentes escalas (PNUMA, 2010; UNEP, 2006).

En 1995, Canadá, Estados Unidos y México establecieron un programa de *Manejo Adecuado de Sustancias Químicas* (MASQ), a través de la CCA, destinado a desarrollar la cooperación regional en cuanto al manejo adecuado de las STPB de preocupación común (CCA, 2003). En ese sentido, en octubre de 1997, se inició el *Plan de Acción Regional de América del Norte* (PARAN) sobre mercurio, cuyo propósito fue prevenir y reducir las emisiones antropogénicas de este elemento para minimizar la exposición de los ecosistemas. Sin embargo, México no pudo emprender iniciativas inmediatas de monitoreo, reducción y concientización debido a la falta de información respecto a las fuentes, el destino del mercurio y los impactos que esto conlleva (CCA, 2013a).

No obstante, el PARAN sobre mercurio representó el conducto ideal para comenzar a caracterizar su movimiento y emisiones en México, entre los múltiples resultados cabe mencionar los siguientes:

- El *Diagnóstico del Mercurio en México*, elaborado para evaluar tanto la cantidad de mercurio que circula en el territorio nacional como sus emisiones y descargas, a través de un análisis sobre la extracción, uso, transporte y disposición final de residuos contaminados con este metal (INE, 2000).
- El *Inventario Preliminar de Emisiones Atmosféricas de Mercurio en México* realizado por Acosta y Asociados (2001), el cual reporta un listado de fuentes fijas y las estimaciones de emisiones a la atmósfera en base a los datos de sus procesos anuales.
- La *Evaluación de los mecanismos para el rastreo de las importaciones y exportaciones de mercurio para uso y disposición en México* realizado por Acosta y Asociados (2002), la cual identifica los procedimientos oficiales vigentes relativos a la importación y exportación del mercurio empleado en procesos y productos, al igual que la importación, exportación y destino final de los residuos que lo contienen.
- El *Cálculo de emisiones de contaminación atmosférica para uso de combustibles fósiles en el sector eléctrico mexicano* reporta el consumo de combustible y las emisiones de centrales de generación para 2001 y 2002 (CCA, 2004a). Del documento anterior, solamente las estimaciones para las tres centrales carboeléctricas de México se integraron en el informe *Emisiones atmosféricas de las centrales eléctricas en América del Norte*, el cual incluye los cálculos de emisión correspondientes al año 2002 para CO₂, NO_x, SO₂ y Hg (CCA, 2004b).
- El *Inventario Nacional de Liberaciones de Mercurio – México 2004* que, hasta la fecha, constituye la compilación más completa acerca de las emisiones de mercurio en el país por tomar en cuenta todas las

fuentes emisoras posibles, desglosar las emisiones por tipo (agua, suelo, residuos y productos de mercurio) e incluir estimaciones de incertidumbre (INE, 2008).

- El *Informe sobre el mercado del mercurio en México* describe la oferta, demanda, intercambio y tendencias en el comercio del mercurio elemental y sus productos. Asimismo, el documento identifica a los participantes en el mercado del metal y propone recomendaciones referentes a la reducción en el consumo y oferta del contaminante, así como el retiro definitivo y confinamiento a mediano y largo plazo. (CCA, 2011).

Es importante destacar que no se ha concretado el arranque de ningún plan de acción para Pb o Cd, lo que acentúa la falta de instrumentos que faciliten diagnosticar la situación en México en cuanto a su producción, exportación e importación, emisión, disposición final, etc.

Finalmente, México firmó el *Convenio de Minamata* en 2013, el cual establece la prohibición gradual del uso del mercurio en diversos procesos industriales y productos, así como la incorporación de controles sobre la exportación e importación de metales pesados y una serie de medidas para asegurar el manejo adecuado de residuos de mercurio y sus compuestos (SEMARNAT, 2013).

Programas nacionales y normatividad

Desde 1991, se estableció un Comité Consultivo de Normalización para la prevención del uso del plomo, el cual ha conseguido retirar este contaminante de las soldaduras de envases metálicos, sustituirlo en los procesos de alfarería vidriada tradicional, y suprimir el óxido de plomo y carbonato de plomo como pigmentos (INE, 2001).

A partir de 1982, México inició un programa para reducir el uso de gasolinas con plomo (Soto-Jiménez *et al.*, 2006) y dentro del marco de las reuniones de la Comisión para el Desarrollo Sustentable de las Naciones Unidas y la Cumbre de las Américas, en 1994, acordó continuar con los esfuerzos para reemplazarlas por completo y contribuir a su eliminación definitiva en el continente americano para el año 2000 (INE, 2007). El programa se dio por finalizado en 1997, momento en que las gasolinas con plomo ya se encontraban fuera del mercado nacional (Soto-Jiménez *et al.*, 2006).

Por otro lado, desde mediados del siglo pasado, el gobierno mexicano inició la implementación de redes de monitoreo para vigilar la calidad del agua y del aire, mismas que hoy se extienden en todas las cuencas hidrológicas y las principales zonas urbanas del país, respectivamente; sin embargo, para evaluar dicha calidad, las redes miden preferentemente DBO, DQO, SST y coliformes fecales como indicadores esenciales en el agua, y O₃, CO, SO₂, NO_x y PM₁₀ como contaminantes criterio en el aire. Es la *Red Manual de Monitoreo Atmosférico (REDMA)*, un subsistema del Sistema de Monitoreo Atmosférico de la Ciudad de México (SIMAT), la única que recopila datos continuos de la

concentración de plomo en partículas suspendidas totales y en partículas menores a 10 micrómetros, desde 1989, en diversos puntos del Distrito Federal y el Estado de México.

Asimismo, se han comenzado a ejecutar otros programas que han permitido, gradualmente, ir obteniendo información puntual respecto a la liberación de Hg, Cd y Pb en el ambiente, aunque es evidente que las actividades de monitoreo en el país respecto a estos metales son muy recientes todavía. A continuación se hace mención de algunos de ellos:

- En 1999, se dio a conocer el *Plan Nacional de Monitoreo y Evaluación Ambiental* (PLANAME) para dar cumplimiento a las directrices resultantes del PARAN sobre Monitoreo y Evaluación Ambiental. En 2007, el PLANAME se transformó en el PRONAME, programa a partir del cual se consolidaron las estrategias necesarias para comenzar a investigar, modelar y monitorear a largo plazo las STPB, entre ellas Hg, Cd y Pb, en diferentes zonas del país (PRONAME, 2007). Fue hasta 2009, cuando se inició la operación de los primeros sitios de monitoreo y en la actualidad, el PRONAME cuenta con cuatro sitios de referencia localizados en reservas naturales y diez sitios ubicados en lugares con fuerte influencia antropogénica.
- En 2004, se creó el *Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes* (RETC), base de datos que reúne la información de las sustancias contaminantes emitidas anualmente al ambiente o transferidas para su tratamiento y/o confinamiento por el sector industrial, además de la información acerca del tipo de establecimiento, su localización geográfica y el sector económico al que pertenece. Es un programa que todavía se encuentra en desarrollo ya que, hasta el momento, no están registradas todas las industrias concernientes y algunas han reportado información inconsistente.
- La ampliación de la cobertura de la Red de Deposición de Mercurio de América del Norte (Mercury Deposition Network, MDN) por medio de la instalación de dos colectores de deposición húmeda, uno en Puerto Ángel, Oaxaca y otro en Huejutla, Hidalgo. La recolección de muestras se realizó, únicamente, en el transcurso del periodo 2004-2005 (CCA, 2013a).
- Durante el periodo 2007-2009, el Centro de Análisis y Acción en Tóxicos y sus Alternativas (CAATA) y Salud sin Daño (SSD), con apoyo financiero de la CCA, llevaron a cabo un proyecto piloto para eliminar el uso del mercurio en el Hospital Infantil de México y en el Instituto Nacional de Pediatría. En 2009, en respuesta a la *Iniciativa Global para la Sustitución de Insumos Médicos que Contienen Mercurio* de la Organización Mundial de la Salud-Salud Sin Daño (OMS-SSD), la red hospitalaria de la Secretaría de Salud del Gobierno del Distrito Federal (SSGDF) inició un programa de sustitución en todas sus unidades médicas (CCA, 2013b). Actualmente, las actividades de sensibilización y capacitación, elaboración de inventarios y la formulación de planes de reducción se están ejecutando en hospitales de otros estados de la República.

En cuanto a la normatividad, México posee un gran número de elementos legales que le permiten regular el uso de estos metales en diversos procesos productivos, resguardar la seguridad de los centros de trabajo que los manipulan, entre otros; sin embargo, son pocos los destinados a limitar su emisión y/o descarga (Tabla 29).

Tabla 1.1. Legislación mexicana relativa a Hg, Cd y Pb

| Rubro | Norma Oficial Mexicana | Metales | | |
|--------------------------|--|---------|----|----|
| | | Hg | Cd | Pb |
| Aguas y lodos residuales | NOM-001-ECOL-1996 / NOM-002-ECOL-1996 / NOM-004-SEMARNAT-2002 Límites máximos permisibles de contaminantes para descargas de aguas residuales en bienes nacionales y sistemas de alcantarillado. Aprovechamiento y disposición final de biosólidos. | x | x | x |
| Residuos peligrosos | NOM-052-ECOL-2005 / NOM-053-ECOL-1993 Características, procedimientos de identificación y prueba de extracción, clasificación y listados de residuos peligrosos. | x | x | x |
| Aire | NOM-026-SSA1-1993 Criterios para evaluar la calidad del aire ambiente con respecto al plomo. | | | x |
| Seguridad laboral | NOM-010-STPS-1999 / NOM-018-STPS-2000 Condiciones de seguridad e higiene en centros de trabajo donde se manipulen sustancias químicas. Sistema para identificación y comunicación de peligros y riesgos. | x | x | x |
| | NOM-002/003/004-SSA1-1993 Requisitos sanitarios para envases metálicos de alimentos y bebidas, etiquetado de pinturas y recubrimientos, y uso de monóxido de plomo (litargirio), óxido rojo de plomo (minio) y del carbonato básico de plomo (albayalde). | | | x |
| Procesos productivos | NOM-005/006/008/009/010/011-SSA1-1993 / NOM-231-SSA1-2002 / NOM-015/1-SCFI/SSA-1994 Límites y métodos de prueba para determinación de plomo y cadmio solubles en pigmentos, pinturas, barnices y artículos recubiertos con ellos, y artículos de cerámica, porcelana y alfarería vidriada. | | x | x |
| Agua potable | NOM-117/127-SSA1-1994 Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, hierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica. Límites permisibles y tratamientos para su potabilización. | x | x | x |
| Población general | NOM-013-SSA2-1994 / NOM-199-SSA1-2000 Prevención y control de enfermedades bucales. Niveles de plomo en sangre y acciones para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente. | x | | x |
| Alimentos | NOM-016-ZOO-1994 / NOM-010-ZOO-1994 Análisis de mercurio, cobre, plomo y cadmio en hígado, músculo y riñón de bovinos, equinos, porcinos, ovinos y aves por espectrometría de absorción atómica. | x | x | x |
| | NOM-027/028-SSA1-1993 Especificaciones sanitarias para pescado fresco-refrigerado, congelado o en conserva. | x | x | x |
| Transporte | NOM-002-SCT/2011 Listado de las sustancias y materiales peligrosos más usualmente transportados. | x | x | x |

ANEXO 2

Tabla 2.1. Humedad, densidad y masa acumulada del núcleo ZEM5

| Profundidad (cm) | | | Peso muestra húmeda (g) | Peso muestra seca (g) | Humedad (%) | *Densidad (g/cm ³) | Masa del segmento (g/cm ²) | Masa acumulada (g/cm ²) |
|------------------|-------|-------|-------------------------|-----------------------|-------------|--------------------------------|--|-------------------------------------|
| Superficie | Fondo | Media | | | | | | |
| 0 | 2 | 1 | 25.09 | 0.99 | 96.05 | 0.03 | 0.05 | 0.05 |
| 2 | 4 | 3 | 24.79 | 1.41 | 94.31 | 0.04 | 0.08 | 0.13 |
| 4 | 6 | 5 | 28.55 | 2.20 | 92.29 | 0.06 | 0.12 | 0.25 |
| 6 | 9 | 7.5 | 27.81 | 2.36 | 91.51 | 0.04 | 0.13 | 0.38 |
| 9 | 11 | 10 | 28.58 | 2.56 | 91.04 | 0.07 | 0.14 | 0.53 |
| 11 | 13 | 12 | 28.77 | 2.56 | 91.10 | 0.07 | 0.14 | 0.67 |
| 13 | 15 | 14 | 28.01 | 2.60 | 90.72 | 0.07 | 0.14 | 0.81 |
| 15 | 17 | 16 | 22.90 | 2.53 | 88.95 | 0.07 | 0.14 | 0.95 |
| 17 | 19 | 18 | 28.25 | 4.24 | 84.99 | 0.12 | 0.23 | 1.19 |
| 19 | 21 | 20 | 24.84 | 3.38 | 86.39 | 0.09 | 0.19 | 1.37 |
| 21 | 24 | 22.5 | 29.79 | 6.05 | 79.69 | 0.11 | 0.33 | 1.71 |
| 24 | 26 | 25 | 37.93 | 8.16 | 78.49 | 0.23 | 0.45 | 2.16 |
| 26 | 28 | 27 | 36.62 | 13.87 | 62.12 | 0.38 | 0.77 | 2.92 |
| 28 | 30 | 29 | 38.24 | 8.96 | 76.57 | 0.25 | 0.50 | 3.42 |
| 30 | 32 | 31 | 34.63 | 8.09 | 76.64 | 0.22 | 0.45 | 3.87 |
| 32 | 34 | 33 | 38.21 | 12.36 | 67.65 | 0.34 | 0.68 | 4.55 |
| 34 | 37 | 35.5 | 35.32 | 8.88 | 74.86 | 0.16 | 0.49 | 5.04 |
| 37 | 39 | 38 | 34.80 | 8.34 | 76.03 | 0.23 | 0.46 | 5.50 |
| 39 | 41 | 40 | 37.23 | 10.46 | 71.90 | 0.29 | 0.58 | 6.08 |
| 41 | 47 | 44 | 108.14 | 26.99 | 75.04 | 0.25 | 1.49 | 7.57 |

* Diámetro interno del tubo = 4.8 cm

Tabla 2.2. Humedad, densidad y masa acumulada del núcleo ZEM1

| Profundidad (cm) | | | Peso húmedo (g) | Peso seco (g) | Humedad (%) | * Densidad (g/cm ³) | Masa del segmento (g/cm ²) | Masa acumulada (g/cm ²) |
|------------------|-------|-------|-----------------|---------------|-------------|---------------------------------|--|-------------------------------------|
| Superficie | Fondo | Media | | | | | | |
| 0 | 4 | 2 | 57.88 | 4.11 | 92.99 | 0.06 | 0.23 | 0.23 |
| 4 | 9 | 6.5 | 59.42 | 5.12 | 91.45 | 0.06 | 0.28 | 0.51 |
| 9 | 11 | 10 | 28.14 | 3.47 | 87.67 | 0.10 | 0.19 | 0.70 |
| 11 | 13 | 12 | 30.3 | 4.11 | 86.44 | 0.11 | 0.23 | 0.93 |
| 13 | 15 | 14 | 34.56 | 6.30 | 81.77 | 0.17 | 0.35 | 1.28 |
| 15 | 18 | 16.5 | 37.43 | 9.96 | 73.39 | 0.18 | 0.55 | 1.84 |
| 18 | 20 | 19 | 39.45 | 12.10 | 69.33 | 0.34 | 0.67 | 2.51 |
| 20 | 22 | 21 | 38.89 | 13.29 | 65.83 | 0.37 | 0.74 | 3.24 |
| 22 | 24 | 23 | 42.31 | 9.11 | 78.47 | 0.25 | 0.51 | 3.75 |
| 24 | 26 | 25 | 41.48 | 8.69 | 79.05 | 0.24 | 0.48 | 4.23 |
| 26 | 29 | 27.5 | 43.49 | 14.19 | 67.37 | 0.26 | 0.79 | 5.02 |
| 29 | 32 | 30.5 | 36.22 | 8.72 | 75.92 | 0.16 | 0.48 | 5.50 |
| 32 | 34 | 33 | 34.49 | 8.69 | 74.80 | 0.24 | 0.48 | 5.99 |
| 34 | 36 | 35 | 37.66 | 10.68 | 71.64 | 0.30 | 0.59 | 6.58 |
| 36 | 38 | 37 | 35.6 | 10.04 | 71.80 | 0.28 | 0.56 | 7.14 |
| 38 | 41 | 39.5 | 34.69 | 9.16 | 73.59 | 0.17 | 0.51 | 7.64 |
| 41 | 43 | 42 | 34.96 | 8.76 | 74.94 | 0.24 | 0.49 | 8.13 |
| 43 | 45 | 44 | 37.46 | 12.00 | 67.97 | 0.33 | 0.67 | 8.80 |
| 45 | 47 | 46 | 36.51 | 10.86 | 70.25 | 0.30 | 0.60 | 9.40 |
| 47 | 49 | 48 | 30.00 | 7.91 | 73.63 | 0.22 | 0.44 | 9.84 |
| 49 | 56 | 52.5 | 95.05 | 35.94 | 62.19 | 0.28 | 1.99 | 11.83 |

* Diámetro del tubo = 4.8 cm

Tabla 2.3. Humedad, densidad y masa del segmento del núcleo MIR1

| Profundidad (cm) | | | Peso húmedo (g) | Peso seco (g) | Humedad (%) | * Densidad (g/cm ³) | Masa del segmento (g/cm ²) |
|------------------|-------|-------|-----------------|---------------|-------------|---------------------------------|--|
| Superficie | Fondo | Media | | | | | |
| 0 | 1 | 0.5 | 66.96 | 18.38 | 72.55 | 0.42 | 0.42 |
| 1 | 2 | 1.5 | 69.05 | 21.44 | 68.95 | 0.49 | 0.49 |
| 2 | 3 | 2.5 | 72.77 | 22.68 | 68.83 | 0.51 | 0.51 |
| 3 | 4 | 3.5 | 69.86 | 21.8 | 68.79 | 0.49 | 0.49 |
| 4 | 5 | 4.5 | 69.65 | 20.72 | 70.25 | 0.47 | 0.47 |
| 5 | 6 | 5.5 | 70.02 | 22.07 | 68.48 | 0.50 | 0.50 |
| 6 | 7 | 6.5 | 83.5 | 28.69 | 65.64 | 0.65 | 0.65 |
| 7 | 9 | 8 | 130.36 | 51.22 | 60.71 | 0.58 | 1.16 |
| 9 | 11 | 10 | 135.65 | 51.66 | 61.92 | 0.58 | 1.17 |
| 11 | 14 | 12.5 | 197.11 | 77.68 | 60.59 | 0.59 | 1.76 |
| 14 | 17 | 15.5 | 179.38 | 67.66 | 62.28 | 0.51 | 1.53 |
| 17 | 20 | 18.5 | 198.17 | 82.81 | 58.21 | 0.62 | 1.87 |
| 20 | 23 | 21.5 | 193.26 | 77.96 | 59.66 | 0.59 | 1.76 |
| 23 | 26 | 24.5 | 189.26 | 74.26 | 60.76 | 0.56 | 1.68 |
| 26 | 29 | 27.5 | 177.37 | 72.84 | 58.93 | 0.55 | 1.65 |
| 29 | 32 | 30.5 | 143.38 | 64.01 | 55.36 | 0.48 | 1.45 |
| 32 | 35 | 33.5 | 144.46 | 66.87 | 53.71 | 0.50 | 1.51 |
| 35 | 38 | 36.5 | 151.57 | 71.26 | 52.99 | 0.54 | 1.61 |
| 38 | 41 | 39.5 | 113.88 | 54.58 | 52.07 | 0.41 | 1.24 |

* Diámetro del tubo = 7.5 cm

Tabla 2.4. Tamaño de partícula (limos, arcillas y coloides), COT y CIT del núcleo ZEM5

| Profundidad (cm) | | | Limos (%) | Arcillas (%) | Coloides (%) | COT (%) | CIT (%) |
|------------------|-------|-------|-----------|--------------|--------------|---------|---------|
| Superficie | Fondo | Media | | | | | |
| 0 | 2 | 1 | 74.85 | 19.28 | 5.84 | 14.64 | 0.69 |
| 2 | 4 | 3 | 75.53 | 18.81 | 5.63 | 15.52 | 0.65 |
| 4 | 6 | 5 | 75.35 | 19.14 | 5.51 | 14.70 | 0.62 |
| 6 | 9 | 7.5 | 72.61 | 21.15 | 6.26 | 16.32 | 0.53 |
| 9 | 11 | 10 | 75.34 | 19.25 | 5.43 | 14.91 | 0.63 |
| 11 | 13 | 12 | 78.04 | 17.22 | 4.74 | 14.09 | 0.55 |
| 13 | 15 | 14 | 74.91 | 19.82 | 5.28 | 14.54 | 0.67 |
| 15 | 17 | 16 | 75.85 | 18.50 | 5.62 | 17.06 | 0.57 |
| 17 | 19 | 18 | 76.93 | 17.48 | 5.59 | 9.30 | 0.68 |
| 19 | 21 | 20 | 80.14 | 15.21 | 4.64 | 11.58 | 0.60 |
| 21 | 24 | 22.5 | 73.98 | 19.30 | 6.72 | 9.49 | 0.58 |
| 24 | 26 | 25 | 76.87 | 17.00 | 6.12 | 6.87 | 0.52 |
| 26 | 28 | 27 | 82.97 | 12.14 | 4.83 | 3.51 | 0.52 |
| 28 | 30 | 29 | 76.52 | 17.02 | 6.47 | 8.76 | 0.64 |
| 30 | 32 | 31 | 75.22 | 19.03 | 5.72 | 7.47 | 0.55 |
| 32 | 34 | 33 | 77.10 | 17.04 | 5.87 | 8.32 | 0.56 |
| 34 | 37 | 35.5 | 76.17 | 17.54 | 6.28 | 8.87 | 0.53 |
| 37 | 39 | 38 | 72.97 | 20.06 | 6.96 | 9.36 | 0.57 |
| 39 | 41 | 40 | 67.83 | 23.11 | 9.04 | 10.86 | 0.60 |
| 41 | 47 | 44 | 74.17 | 19.19 | 6.63 | 9.22 | 0.62 |

Tabla 2.5. Tamaño de partícula (limos, arcillas y coloides), COT, CIT y C/N del núcleo MIR1

| Profundidad (cm) | | | Limos (%) | Arcillas (%) | Coloides (%) | COT (%) | CIT(%) | NT (%) | C/N |
|------------------|-------|-------|-----------|--------------|--------------|---------|--------|--------|-------|
| Superficie | Fondo | Media | | | | | | | |
| 0 | 1 | 0.5 | | | | 2.79 | 3.18 | 0.20 | 16.47 |
| 1 | 2 | 1.5 | 90.10 | 6.9 | 3.0 | 3.19 | 3.26 | 0.21 | 17.47 |
| 2 | 3 | 2.5 | | | | 3.04 | 3.34 | 0.21 | 16.56 |
| 3 | 4 | 3.5 | 90.26 | 6.6 | 3.1 | 3.14 | 4.05 | 0.20 | 18.36 |
| 4 | 5 | 4.5 | | | | 2.85 | 4.81 | 0.20 | 16.90 |
| 5 | 6 | 5.5 | 89.8 | 7.2 | 3.1 | 2.68 | 5.72 | 0.20 | 15.70 |
| 6 | 7 | 6.5 | 87.9 | 8.7 | 3.3 | 2.84 | 5.94 | 0.21 | 16.12 |
| 7 | 9 | 8 | 86.8 | 9.9 | 3.2 | 2.47 | 5.93 | 0.17 | 17.37 |
| 9 | 11 | 10 | 84.6 | 10.9 | 4.5 | 2.71 | 5.35 | 0.18 | 18.03 |
| 11 | 14 | 12.5 | 89.9 | 6.9 | 3.2 | 3.18 | 5.20 | 0.17 | 21.46 |
| 14 | 17 | 15.5 | 93.2 | 4.6 | 2.2 | 2.70 | 5.46 | 0.17 | 18.77 |
| 17 | 20 | 18.5 | 86.1 | 9.6 | 4.3 | 2.30 | 5.71 | 0.15 | 18.40 |
| 20 | 23 | 21.5 | 84.3 | 11.0 | 4.7 | 2.72 | 6.38 | 0.17 | 18.63 |
| 23 | 26 | 24.5 | 83.0 | 12.1 | 4.9 | 2.81 | 6.09 | 0.17 | 19.76 |
| 26 | 29 | 27.5 | 82.9 | 12.6 | 4.5 | 2.81 | 5.66 | 0.17 | 19.76 |
| 29 | 32 | 30.5 | 77.7 | 17.3 | 5.0 | 2.46 | 4.36 | 0.14 | 19.87 |
| 32 | 35 | 33.5 | 76.5 | 19.3 | 4.1 | 1.87 | 5.29 | 0.12 | 18.53 |
| 35 | 38 | 36.5 | 79.3 | 16.4 | 4.2 | 2.07 | 4.67 | 0.13 | 19.14 |
| 38 | 41 | 39.5 | 82.9 | 12.5 | 4.6 | 2.27 | 3.26 | 0.13 | 20.38 |

Tabla 2.6. COT, CIT y C/N del núcleo ZEM1

| Profundidad (cm) | | | COT (%) | CIT (%) | NT (%) | C/N |
|------------------|-------|-------|---------|---------|--------|-------|
| Superficie | Fondo | Media | | | | |
| 0 | 4 | 2 | 12.64 | 0.34 | 1.18 | 12.55 |
| 4 | 9 | 6.5 | 12.80 | 0.28 | 1.20 | 12.43 |
| 9 | 11 | 10 | 11.40 | 0.28 | 1.03 | 12.92 |
| 11 | 13 | 12 | 10.09 | 0.51 | 0.87 | 13.46 |
| 13 | 15 | 14 | 8.85 | 0.02 | 0.69 | 15.03 |
| 15 | 18 | 16.5 | 5.75 | 0.25 | 0.45 | 14.83 |
| 18 | 20 | 19 | 4.50 | 0.01 | 0.38 | 13.83 |
| 20 | 22 | 21 | 10.82 | 0.14 | 0.99 | 12.75 |
| 22 | 24 | 23 | 9.49 | 0.09 | 0.87 | 12.74 |
| 24 | 26 | 25 | 8.15 | 0.26 | 0.59 | 16.12 |
| 26 | 29 | 27.5 | 10.34 | 0.15 | 0.88 | 13.68 |
| 29 | 32 | 30.5 | 10.07 | 0.53 | 0.81 | 14.51 |
| 32 | 34 | 33 | 9.24 | 0.01 | 0.69 | 15.52 |
| 34 | 36 | 35 | 11.56 | 0.17 | 0.74 | 18.29 |
| 36 | 38 | 37 | 8.60 | 0.07 | 0.74 | 13.49 |
| 38 | 41 | 39.5 | 10.25 | 0.07 | 0.82 | 14.51 |
| 41 | 43 | 42 | 11.62 | 0.14 | 0.73 | 18.59 |
| 43 | 45 | 44 | 11.61 | 0.46 | 0.83 | 16.24 |
| 45 | 47 | 46 | 12.46 | 0.24 | 0.97 | 15.00 |
| 47 | 49 | 48 | 8.40 | 0.06 | 0.62 | 15.69 |
| 49 | 56 | 52.5 | 12.64 | 0.34 | 1.18 | 12.55 |

ANEXO 3

Dado que los parámetros determinados en este trabajo (COT, CIT, tamaños de partícula y metales) no se relacionan linealmente entre sí, se volvía inapropiada la aplicación de alguno de los métodos de correlación comúnmente utilizados. Se procedió entonces a cuantificar el grado de asociación de las variables contrastando los datos de manera individual e independiente, encontrándose que la relación predominante o de mayor ajuste entre ellas es la forma polinómica de segundo grado. Al observar que los coeficientes de correlación resultantes eran bajos, se optó por aceptar como significativos aquellos que presentaran un valor igual o mayor a 0.6 (Tabla 30 y 31). Se sugiere tomar con reserva los resultados aquí presentados debido a los bajos coeficientes de correlación encontrados y la escasez de datos para algunos parámetros.

Tabla 3.1. Coeficientes de correlación para ZEM1

| | COT | CIT | Al | Fe | Mn | Hg | Cd | Pb |
|------------|------|------|------|------|------|------|------|----|
| COT | | | | | | | | |
| CIT | 0.01 | | | | | | | |
| Al | 0.30 | 0.03 | | | | | | |
| Fe | 0.38 | 0.38 | 0.28 | | | | | |
| Mn | 0.79 | 0.18 | 0.04 | 0.68 | | | | |
| Hg | 0.66 | 0.45 | 0.07 | 0.60 | 0.78 | | | |
| Cd | 0.34 | 0.45 | 0.07 | 0.63 | 0.84 | 0.71 | | |
| Pb | 0.21 | 0.28 | 0.05 | 0.49 | 0.69 | 0.48 | 0.85 | |

Tabla 3.2. Coeficientes de correlación para MIR1

| | COT | CIT | Limos | Arcillas | Coloides | Al | Fe | Mn | Hg | Cd | Pb |
|-----------------|------|------|-------|----------|----------|------|------|------|------|------|----|
| COT | | | | | | | | | | | |
| CIT | 0.15 | | | | | | | | | | |
| Limos | 0.53 | 0.03 | | | | | | | | | |
| Arcillas | 0.57 | 0.05 | 0.99 | | | | | | | | |
| Coloides | 0.22 | 0.02 | 0.87 | 0.84 | | | | | | | |
| Al | 0.04 | 0.31 | 0.08 | 0.07 | 0.24 | | | | | | |
| Fe | 0.27 | 0.46 | 0.35 | 0.35 | 0.22 | 0.48 | | | | | |
| Mn | 0.10 | 0.71 | 0.15 | 0.19 | 0.19 | 0.10 | 0.44 | | | | |
| Hg | 0.33 | 0.10 | 0.12 | 0.11 | 0.21 | 0.32 | 0.43 | 0.01 | | | |
| Cd | 0.13 | 0.52 | 0.31 | 0.32 | 0.20 | 0.59 | 0.89 | 0.61 | 0.27 | | |
| Pb | 0.10 | 0.02 | 0.19 | 0.18 | 0.22 | 0.33 | 0.02 | 0.09 | 0.02 | 0.08 | |