



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Acumulación de plomo y cadmio en hongos
comestibles del género *Lycoperdon* del Valle
de México**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

B I Ó L O G A

P R E S E N T A:

PAULINA GUERRERO GUTIÉRREZ

DIRECTORA DE TESIS: Dra. Rosalía Ramos Bello



México D.F.

2010



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

HOJA DE DATOS DEL JURADO

1. Datos del alumno
Guerrero
Gutiérrez
Paulina
56 76 77 61
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Biología
303585136
2. Datos de la tutora
Dra.
Rosalía
Ramos
Bello
3. Datos del sinodal 1
Dr.
Joaquín
Cifuentes
Blanco
4. Datos del sinodal 2
Dra.
Claudia Alejandra
Ponce de León
Hill
5. Datos del sinodal 3
Dra.
María de los Ángeles
Herrera
Campos
6. Datos del sinodal 4
M. en C.
María del Socorro
Galicia
Palacios
7. Datos del trabajo escrito
Acumulación de plomo y cadmio en hongos comestibles del género *Lycoperdon*
del Valle de México.
36 p.
2010

DEDICATORIAS

A mi mamá, por ser siempre ese apoyo constante, esa fuente inagotable de amor y comprensión, el pilar que soporta todo sin pedir nada a cambio, por siempre estar ahí para mí, ineludiblemente.

A mi papá, por decir que no podía cambiar y haber cambiado de todas maneras, quizá sin darse cuenta, sólo porque me quiere, por haber aprendido a escuchar y a expresar, y por apoyarme de manera invariable, por ser mi constante motivación para ser mejor y hacerlo sentir orgulloso.

A Rocío, por siempre preocuparse por mí, por dejar que sus ojos muestren el cariño que sus labios no siempre saben expresar, por cuidarme y siempre velar por mí.

A mi hermano Alejandro, mi mejor amigo, por compartir conmigo las mejores experiencias de mi vida, por enseñarme que el universo entero cabe en un solo instante y que la amistad verdadera no envejece con el tiempo. Por ser mi perpetua fuente de aventuras y alegrías.

A Lucía, Zyanya, Irene, Horacio, Alexis, Rodrigo, Daniel, Alan, Ollinca y Jerónimo por ser los mejores amigos que la vida pudo haberme obsequiado, por ser mis compañeros y mis cómplices, por regalarme un pedacito de eternidad, cada uno a su manera, por compartir mis sueños, sentimientos, ideales y pasiones.

A Tobyanne Berenberg y a Adelaida Sarukhán, por ser mis constantes fuentes de inspiración y por haberme ayudado a descubrir quién soy en verdad y quién quiero llegar a ser.

A Alex y Mary, por demostrarme que los familiares son también excelentes amigos.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por permitirme cumplir mi sueño de ser una de sus alumnas y decirme orgullosamente universitaria.

A la Dra. Rosalía Ramos Bello, por haberme adoptado académicamente y aceptar ser mi asesora en el preciso instante en el que todo parecía más gris.

A la Dra. Claudia Ponce y al Maestro Manuel Hernández, por todo el apoyo técnico y la ayuda para la parte experimental y analítica de este trabajo, así como por sus valiosos comentarios para la versión final de esta tesis.

A la Maestra Mary Galicia, por todo el apoyo y sus valiosos comentarios para el escrito de este trabajo.

Al Dr. Joaquín Cifuentes, por encausar mi pasión por los hongos y ayudarme a descubrir que soy capaz de superar cualquier obstáculo.

A la Dra. Marusa, por sus valiosos comentarios para la versión final de esta tesis

A los Duendes Mágicos, Horacio Carranza y David León por su ayuda, su apoyo, sus consejos, su amistad y por haberme enseñado que las recetas de la abuela suelen ser muy buenos métodos.

A la Dra. Lucy Mora, por haberme permitido utilizar sus instalaciones y por su apoyo en los análisis de laboratorio.

A Petrona y Ericka, por haberme ayudado, sin obligación alguna, a comprimir el trabajo de un mes en una semana.

A la Maestra Alicia Rojas, a la Maestra Aurora Zlotnik por haber sido las mejores profesoras de toda mi carrera.

Al Dr. Antonio Lazcano por ser un ideal de lo que un biólogo debe ser y por su invaluable apoyo en momentos difíciles.

A la Dra. Margarita Villegas, por ser la responsable de que me enamorara del reino Fungi.

Al Maestro Alfonso Montañez y al Dr. Sigfrido Sierra por su apoyo en las sesiones de taller.

A todas las personas que de forma desinteresada me regalaron su tiempo para las colectas en campo: Alejandro Ángeles, Jerónimo Ramírez, Mario Rivas, Leonardo Ramos y Javier Gómez.

A la familia Juárez, por su apoyo durante la colecta en Santa Catarina del Monte.

A los maravillosos colegas y amigos que conocí durante mi carrera, por haber compartido conmigo este viaje fantástico: Karen Carrasco, Alan Heres, Gaby Batun, Yolanda Robledo, Francisco Camacho, Jaime Castro, Samantha Jaime, Elizabeth Campos, Mario Rivas, Daniel Navarro, Sara Herrera, Claudia Fabián, Georgina Pérez y Georgina Rodríguez. Estoy segura de que el mundo y la Biología son mejores por contar con personas como ustedes.

ÍNDICE

RESUMEN

ABSTRACT

I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	3
2.1 Bioacumulación de metales en hongos	3
2.2 Mecanismos de tolerancia y acumulación	5
2.2.1 Inmovilización en el suelo	5
2.2.2 Inmovilización en la pared celular	6
2.2.3 Mecanismos de resistencia intracelular	7
2.3 Investigaciones sobre metales pesados en México	8
III. OBJETIVOS	10
3.1 Objetivo general	10
3.2 Objetivos particulares	10
IV. HIPÓTESIS	11
V. ÁREA DE ESTUDIO	12
5.1 La Cuenca de México	12
5.2 Santa Catarina del Monte, Texcoco	14
5.3 Valle de los Tezontles, Tlalpan	15
5.4 Paso de Cortés, Amecameca	16
VI. MATERIALES Y MÉTODOS	17
6.1 Trabajo de campo	17
6.2 Trabajo de Gabinete	17
6.3 Análisis de laboratorio	17

6.4 Cuantificación de plomo y cadmio totales en suelos	18
6.5 Cuantificación de plomo y cadmio totales en hongos	20
6.6 Análisis estadístico	21
VII. RESULTADOS	22
7.1 Especies encontradas	22
7.2 Parámetros Fisicoquímicos de los suelos	22
7.2.1 Textura	22
7.2.2 pH	22
7.2.3 Materia orgánica	23
7.3 Contenido de Pb y Cd totales en Suelos	24
7.4 Contenido de Pb y Cd en hongos	26
VIII. DISCUSIÓN	29
IX. CONCLUSIONES	36
X. LITERATURA CITADA	37
APÉNDICE I. DESCRIPCIÓN DE LOS TIPOS DE SUELO MENCIONADOS	51
APÉNDICE II. DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES ENCONTRADAS	53
<i>Lycoperdon perlatum</i> Pers. 1976	53
<i>Lycoperdon umbrinum</i> Pers. 1801	54
<i>Lycoperdon molle</i> Pers. 1801	55
APÉNDICE III. TABLAS DE CONCENTRACIONES DE Pb Y Cd OBTENIDAS POR MUESTRA	56

RESUMEN

Acumulación de plomo y cadmio en hongos comestibles del género *Lycoperdon* del Valle de México. Los cuerpos fructíferos de los hongos macroscópicos son bioacumuladores y bioindicadores de metales pesados provenientes del suelo. En este estudio, se determinó el grado de contaminación por plomo y cadmio en suelos boscosos del Valle de México y si existió acumulación de ambos metales en el género *Lycoperdon*. Se tomaron muestras de hongos y suelos en el Valle de los Tezontles, Ajusco; Santa Catarina del Monte, Texcoco; y Paso de Cortés, municipio de Amecameca y se cuantificaron los parámetros fisicoquímicos de los suelos, y los contenidos totales de metales empleando espectrofotometría de absorción atómica (EAA) por horno de grafito (THGA). Los suelos de las tres localidades presentaron concentraciones normales según las normas oficiales mexicanas. Los niveles más altos se encontraron en el Ajusco, probablemente por la dispersión del viento. De las tres especies de hongos, ninguna superó los niveles de plomo encontrados en el suelo, pero se duplicaron y triplicaron los niveles de cadmio. *L. molle* y *L. umbrinum* fueron las especies que más porcentaje de captación presentaron; el 91% de los hongos del Ajusco y el 52% de Texcoco superaron los niveles recomendados para ingesta de hongos en las normas europeas. No se recomienda su uso como bioindicadores ni biorremediadores; se sugiere ampliar el estudio a otros géneros comestibles como *Agaricus* que podrían resultar tóxicos.

ABSTRACT

Lead and Cadmium Accumulation on Edible Fungi from the Genus *Lycoperdon* on the Valley of Mexico. Fruiting bodies of fungi are bioaccumulators and bioindicators of heavy metals from soils. This study determined lead and cadmium concentrations on soils from three sites in the Valley of Mexico, and the potential accumulation of any of these metals by fungi from the genus *Lycoperdon*. Fungi and soil samples were taken from Valle de los Tezontles, Tlalpan; Santa Catarina del Monte, Texcoco; and Paso de Cortés, Amecameca. The soils' physicochemical parameters were determined, as well as total metal contents, using atomic absorption spectrophotometry (AAS) by graphite furnace (THGA). On all three sites, soils presented normal concentrations of both metals, according to official Mexican norms. The highest levels were obtained on Ajusco, probably due to the wind system on the valley. None of the three fungal species that were found presented lead contents higher than those from soils. Nevertheless, they doubled and tripled cadmium concentrations. *L. molle* and *L. umbrinum* were the species with a greater metal uptake; 91% of fungi on Ajusco and 52% on Texcoco had higher concentrations than those stipulated on European norms. The use of these fungi as bioindicators or biorremediators is not recommended. However, it is suggested to extend the study to other edible genera, like *Agaricus*, since they could be toxic given their metal uptake.

I. INTRODUCCIÓN

Los metales pesados se caracterizan por tener una masa atómica mayor a la del sodio, una densidad mayor a $3.5-6 \text{ g/cm}^3$ y un gran potencial tóxico (Van der Perk, 2006), pueden dividirse en dos grupos: los esenciales, como el Fe, Cu, Zn y Mn, que son necesarios en alguna cantidad para la supervivencia de los organismos; y los no esenciales, como el Cd, el Hg, el Pb y el As, que llegan a ser tóxicos incluso en concentraciones casi insignificantes (Tüzen, 2003; O'Neil, 1995; Alloway, 1995; Davies, 1995). Estos últimos incluso se encuentran dentro de las cuatro sustancias inorgánicas más tóxicas según la Agencia para el Registro de Sustancias Tóxicas y Enfermedades (ATSDR) del gobierno de los Estados Unidos (ATSDR, 2007).

Estos elementos llegan al ambiente principalmente de tres maneras: durante la formación del suelo a partir de rocas con diferentes composiciones minerales; concentrados naturalmente en la atmósfera como gases y aerosoles; y por la vía antropogénica, en la minería, agricultura, actividades industriales, combustión de petróleo y deposición de restos sólidos (Bradl, 2005).

Los bosques de nuestro país, y en particular los que se encuentran próximos a áreas urbanas como la Ciudad de México, están siempre sometidos a cierto grado de perturbación, no sólo por la basura y daños físicos provocados por los visitantes, sino también por la deposición atmosférica de aerosoles que pueden estar cargados de metales pesados y tienen la capacidad de contaminar suelos a distancias de cientos de kilómetros de la fuente de emisión original (Alloway, 1995; Steinnes y Friedland, 2006).

En estas zonas, existen organismos con la capacidad de acumular metales pesados que funcionan como puertas de entrada de estos compuestos a la cadena trófica (Arugete *et al.*, 1998; Pokorny *et al.*, 2004) y finalmente al cuerpo humano (Kalač y Svoboda, 2000), causándole daños severos en riñones, pulmones, membranas, piel, corazón, músculos, etc (Markert *et al.*, 2000). En particular, los hongos macroscópicos son bien conocidos como bioacumuladores de metales pesados provenientes del suelo

(Kalač y Svoboda, 2000). Sus cuerpos fructíferos son efímeros y por lo tanto tienen poco tiempo para que los contaminantes se depositen en su superficie, o se pierdan por diferentes procesos biogeoquímicos, por lo cual autores como Aruguete *et al.* (1998) los han señalado como bioindicadores confiables. Aunado a esto, son una vía importante para que estos metales entren en la red alimentaria, ya sea por las micorrizas (*op. cit.*), o por la ingesta de animales (Pokorný *et al.*, 2004) y a la vez son una opción comestible para los seres humanos (Kalač y Svoboda, 2000).

Si bien es cierto que en zonas sin perturbación existe cierta cantidad de metales pesados provenientes de la roca madre, la probabilidad de que la concentración sea mucho mayor en áreas cercanas a minas, ciudades o áreas agrícolas con uso extensivo de sustancias químicas ha fomentado la investigación en numerosos países europeos sobre metales pesados en los hongos comestibles. Sin embargo, nuestro país se ha quedado rezagado en este campo de investigación, incluso cuando la Ciudad de México tiene niveles muy importantes de este tipo de contaminantes (Morton, 2006) y abundantes comunidades micófilas en sus alrededores.

Este estudio pretende conocer el grado de contaminación por Pb y Cd en suelos boscosos en la periferia del Valle de México, analizar si conlleva a la bioacumulación de estos metales en hongos comestibles del género *Lycoperdon* y si su concentración los hace potencialmente peligrosos para el consumo humano.

II. ANTECEDENTES

2.1 Bioacumulación de metales en hongos

Los estudios sobre acumulación de metales pesados en hongos empezaron en los años 70 (Kalač y Svoboda, 2000); desde entonces, el conocimiento ha ido aumentando poco a poco, y retomando resultados de varios autores, es posible hacer una lista extensa de especies fúngicas relacionadas con los metales que acumulan y en qué magnitud.

Algunos autores se han centrado en investigar la posibilidad que tiene gran parte de la micoflora de una región de concentrar diferentes tipos de metales pesados. Tal es el caso de Sesli y Tüzen (1999), quienes estudiaron los contenidos de nueve metales pesados en 111 especies de hongos de Turquía; o de Dermibaş (2000), que encontró a *Hydnum repandum*, *Russula delica*, *Agaricus silvicolla* y *Tricholoma terreum* como las especies con más capacidad de acumulación de metales en ese país.

Isildak *et al.* (2004) y Mendil *et al.* (2005) encontraron algunas otras especies trascendentes del mismo país, seguidos por Tüzen *et al.* (2003), Soylak, *et al.* (2005), Yamaç *et al.* (2007) y Sesli *et al.* (2008), quienes observaron que los niveles de varios metales, en particular Pb y Cd, en hongos como *Calvatia excipuliformis*, *Lycoperdon perlatum* o *Clitocybe gibba* eran más altos que lo estipulado en sus normas.

Los estudios en Polonia han sido llevados a cabo por Rudawska y Leski (2005a y 2005b), quienes evaluaron la cantidad de metales y macronutrientes en algunas especies silvestres y en otras ectomicorrícicas. En Italia, han sido realizados por Cocchi *et al.* (2006), los cuales encontraron que *Agaricus* es un género que presenta una importante acumulación. En el Reino Unido, Weeks *et al.* (2006) estudiaron 12 metales presentes en hongos y bayas y por último, en Eslovenia, Yilmaz *et al.* (2003) examinaron la concentración de 8 metales en diferentes basidiomas y encontraron que *Lycoperdon perlatum* fue el acumulador más importante de Pb y Zn, mientras que *Omphalotus olearius* y *Laetiporus sulphureus* lo fueron para otros metales.

Otro tipo de estudio se ha centrado específicamente en un determinado metal, o bien, en una determinada especie. Éste es el caso de McCreight y Schroeder (1977) que encontraron a *Lycoperdon perlatum* como un acumulador de cadmio y plomo; de García *et al.* (1998), que identificaron a *Coprinus comatus* como uno de plomo, y de Falandysz, que junto con otros autores ha publicado numerosos trabajos (2002a, 2002b, 2003 y 2004) sobre la acumulación del mercurio, que ha resultado ser mayor en *Lycoperdon perlatum*, *Boletus edulis*, *Clitocybe rivulosa* y otras especies. Svoboda *et al.* (2002) investigaron el contenido de metales no esenciales en *Xerocomus badius*, mientras que Vetter (2004) averiguó que especies de los géneros *Agaricus*, *Calvatia*, *Laccaria*, *Collybia*, *Lycoperdon*, *Macrolepiota* y *Langermannia* poseen la capacidad de acumular As. Por último, Borovička *et al.* (2006) estudiaron la concentración de Au, que resultó mayoritariamente acumulado en especies de *Russula* y *Suillus*, *Lepiota* y *Lycoperdon*.

Una tercera línea de investigación con respecto a los metales pesados y los hongos es aquélla que se refiere a los diferentes factores que influyen sobre la bioacumulación. Gast *et al.* (1988) analizaron la relación entre las características del suelo y los metales pesados en los hongos y Demirbaş (2002) evaluó el efecto del enriquecimiento artificial de suelos sobre la acumulación. También pueden ser mencionados Nikkarinen y Mertanen (2004), que estudian el impacto del origen geológico en la composición metálica de los hongos, Karaca (2004), que observó los efectos de la materia orgánica en la extractabilidad de los metales del suelo, y Moilanen *et al.*, quienes en 2006 estudiaron los efectos de la aplicación de cenizas en los bosques.

En cuanto a la aplicación práctica de los hongos como bioindicadores, existen artículos que mencionan su utilización, sobre todo, en áreas cercanas a minas y hornos de fundición (Svoboda *et al.*, 2000 y 2006).

Por último, Pokorný *et al.* (2004) señalan cómo puede la ingesta de hongos ser un factor importante para transferir metales hacia otros niveles de la cadena trófica, tomando como ejemplo el caso del venado *Capreolus capreolus*.

2.2 Mecanismos de tolerancia y acumulación

Los mecanismos fisiológicos implicados en la tolerancia y acumulación de metales pesados han sido mejor estudiados en las plantas y pueden consultarse revisiones extensas sobre el tema, como en Brooks (1997) y Navarro *et al.* (2007). La fisiología de los hongos, por otro lado, es mucho menos conocida y las investigaciones hasta ahora se han centrado tanto en especies microscópicas, por ser fácilmente manipulables en el laboratorio y tener potencial para la biorremediación; como en especies micorrícicas, por tener una gran trascendencia ecológica y ambiental. Hasta el momento, se han reconocido los mecanismos de tolerancia que se describen a continuación.

2.2.1 Inmovilización en el suelo

El primer y más sencillo mecanismo existente en los hongos para tolerar los metales es sencillamente no absorberlos. Para lograr este cometido puede recurrirse a agentes quelantes extracelulares, es decir, sustancias químicas que reaccionan con el metal y lo inmovilizan (Bellion *et al.*, 2006). Estas sustancias suelen ser ácidos orgánicos di y tricarbónicos secretados por los hongos tales como citrato y oxalato. Si bien el inmovilizar metales tóxicos es una consecuencia positiva de esta vía metabólica, no se cree que la capacidad de secreción de estas sustancias haya evolucionado con la función primaria de desintoxicar, sino como un medio para intemperizar los minerales para la nutrición y el mantenimiento de la carga de las membranas celulares (Landeweert *et al.*, 2001; Rosenstock, 2009; Colpaert, 2008; Fomina *et al.*, 2005). No puede considerarse como un mecanismo general, ya que depende de las especies, de la especificidad de los compuestos (Bellion *et al.*, 2006) e incluso de las condiciones ambientales (Devèvre *et al.*, 1996).

2.2.2 Inmovilización en la pared celular

La pared celular de los hongos tiene la capacidad de captar metales e inmovilizarlos: la quitina, su componente predominante, forma complejos con los metales del medio (figura 1). Su importancia se ha visto demostrada en trabajos como los de Lafranco *et al.* (2002 y 2004), quienes observaron que los hongos que crecen en presencia de Zn alteran su expresión génica para favorecer la síntesis de este compuesto.

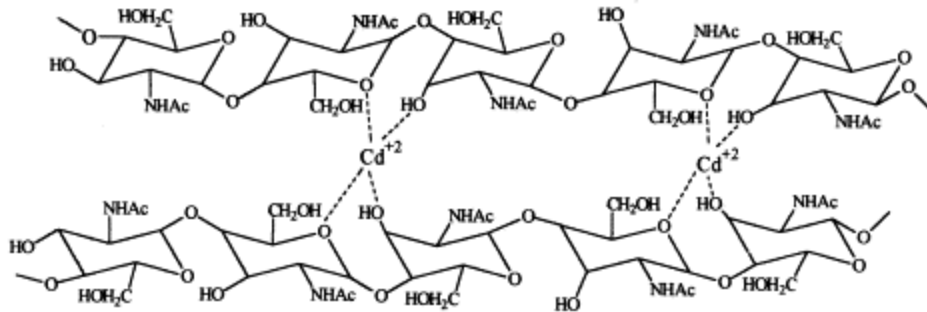


Figura 1 . Complejo hipotético formado entre la quitina y un metal pesado (Cd), obtenido mediante difracción de rayos X. Reproducida con permiso a partir de Bhanoori y Venkateswerlu (2000)

Durante este proceso también participan sustancias hidrofóbicas llamadas hidrofobinas,. Éstas cubren la pared de las hifas con el fin de mantener el balance hídrico de las células, con la consecuencia positiva de impedir el paso de metales (Colpaert, 2008).

Sin embargo, esta estrategia no es la más efectiva, pues la superficie de la pared es limitada, por lo que en suelos con altos niveles de contaminación se saturará pronto y perderá su capacidad mitigadora, permitiendo la removilización de los metales (Kurek y Majewska, 2004).

2.2.3 Mecanismos de resistencia intracelular

Cuando los mecanismos de inmovilización extracelular se ven sobrepasados, el hongo empieza a absorber metales. Los esenciales tienen transportadores activos de alta afinidad, pero aún no se entiende con precisión cómo lo hacen los metales no esenciales; posiblemente lo hagan a través de los mismos conductos, al presentar propiedades similares (Blaudez *et al.*, 2000).

Para manejar los metales que permanecen en el citoplasma, las hifas poseen proteínas similares a metalotioneínas (Clemes y Simm, 2003), péptidos de bajo peso molecular ricos en cisteínas y puentes disulfuro, que capturan a los metales tóxicos y los inmovilizan (Cobbett, 2002). También se ha reportado, de manera excepcional, la presencia de fitoquelatinas, proteínas muy similares en función a las metalotioneínas, con la diferencia de que provienen de una síntesis enzimática y no ribosomal (Bellion *et al.*, 2006); y la presencia generalizada de glutatión, un tripéptido que funciona como donador de electrones en múltiples situaciones de estrés celular y como agente quelante contra los metales pesados (Pócsi *et al.*, 2004).

Se hipotetiza que una vez que los metales han sido secuestrados por estos compuestos, existen mecanismos para desintoxicar a la célula dirigiéndolos hacia el exterior de las células o más comúnmente hacia las vacuolas, aunque el mecanismo exacto continúa estudiándose (Blaudez *et al.*, 2000). También ocurren transformaciones químicas como reducciones, metilaciones y dealquilaciones para modificar el estado químico del metal o metaloide y reducir así su toxicidad (Gadd, 2001).

2.3 Investigaciones sobre metales pesados en México

Si bien en México, los estudios sobre metales pesados no son tan numerosos como en algunos países europeos, existen varias investigaciones al respecto, principalmente edafológicas, y puede consultarse una revisión sobre plomo en Flores y Albert (2004).

En principio, hay una fuerte línea de investigación que trata de evaluar la contaminación y el riesgo en suelos de sitios ampliamente perturbados. En este grupo encontramos suelos de áreas mineras en el Estado de México (Lizárraga *et al.*, 2008a y 2008b), Guanajuato (Carrillo *et al.*, 2003; Landero *et al.*, 2008), Hidalgo (Jonathan *et al.*, 2009; Vega *et al.*, 2007; Ongley *et al.*, 2007), San Luis Potosí (Razo *et al.*, 2004), Durango (García, 2001) y Sonora (Meza *et al.*, 2009); suelos con combustibles fósiles del estado de Tabasco (Fiedler *et al.*, 2008; Silke *et al.*, 2004) y Michoacán (Iturbe *et al.*, 2004); suelos cercanos a tiraderos de automóviles en el Estado de México (Balderas *et al.*, 2003) suelos urbanos o agrícolas muy cercanos a ciudades, como Xochimilco (Ramos *et al.*, 2001) y otras zonas del Distrito Federal (Morton, 2006; Morton *et al.*, 2009); así como suelos agrícolas tratados con lodos residuales en Aguascalientes (Paredes *et al.*, 2001) o regados largamente con las aguas residuales provenientes de la Ciudad de Puebla, como en el Valle de Atlixco (Méndez *et al.*, 2000), y de la Ciudad de México, como en el Valle de Mezquital, Hidalgo (Siebe, 1995; Huerta *et al.*, 2002; Friedel *et al.*, 2000; Mireles, *et al.*, 2004; Reyes *et al.*, 2008; Solís *et al.*, 2005), donde los niveles de varios metales como Cd y Pb en los suelos y cultivos exceden por mucho lo recomendable.

Pueden encontrarse también estudios que evalúan si algunas plantas son aptas para consumirse sin riesgos de toxicidad por metales numerosos, como cierto café orgánico chiapaneco (Siu *et al.*, 2007) y cebadas hidalguenses (Contreras *et al.*, 2008), que resultaron con niveles adecuados. Complementariamente, los análisis en lechuga de Ponce de León *et al.* (2010) proponen cubrir los cultivos de zonas agrícolas periurbanas con mallas para disminuir la absorción de metales.

Otros grupos de investigación han dedicado sus esfuerzos a buscar plantas tolerantes o acumuladoras, con miras a la biorremediación. Ejemplos son especies del género *Eleoarchis* que tolera As (González *et al.*, 2005; Flores *et al.*, 2003); de *Ambrosia*, *Parthenium* y *Viguiera* que acumulan As, Cu, Pb y Zn (Franco *et al.*, 2010); de *Reseda*, *Ricinus*, *Nicotiana* y *Chenopodium*, que hiperacumulan Cd (Carranza, 2009) y una especie de *Cupressus* que acumula Cd y Ni (Alcalá *et al.*, 2008). Un esfuerzo de remediación sin plantas es el de Leyva *et al.* (2001), que utilizaron zeolitas para remover Cr, Pb, Cd y Zn en soluciones acuosas.

La búsqueda de organismos indicadores y formas de evaluar el paso de metales en la cadena trófica es otro eje de investigación, que ha llevado a estudiar animales, entre los que destacan tortugas y aves de Baja California (Gardner *et al.*, 2006; Mora y Anderson, 2004), moluscos de Coatzacoalcos (Ruelas *et al.*, 2008) y ostras de Tabasco (Marín *et al.*, 1997). Otros organismos que se han usado como indicadores son algunas algas en Baja California y Baja California Sur (Rodríguez *et al.*, 2006; Rodríguez *et al.*, 2008; Huerta *et al.*, 2007; Sánchez *et al.*, 2001) y líquenes epilíticos de los géneros *Parmelia* y *Parmotrema* (Zambrano *et al.*, 2002). Este último trabajo es de particular relevancia para el tema de esta tesis, puesto que los líquenes son hongos en simbiosis con algas y éstos fueron estudiados también en el Valle de México. Este grupo encontró que los líquenes absorbieron Cu, Pb, Zn y Cr en mucha mayor proporción en áreas cercanas a la mancha urbana y que ello estuvo de acuerdo con los patrones de viento de la cuenca.

Los estudios sobre acumulación de metales en hongos mexicanos son casi inexistentes. El único estudio que trata sobre hongos en sitios contaminados por metales, en Zimapán, Hidalgo (Ortega *et al.*, 2010), es un trabajo taxonómico, por lo que sus autores no indican si las especies que encontraron tienen capacidad de resistir, absorber o acumular algún tipo de metal pesado.

III. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

Determinar la concentración de Pb y Cd en hongos del género *Lycoperdon* del Valle de México y relacionarla con la posible bioacumulación proveniente de los suelos.

3.2 Objetivos particulares

- Determinar el contenido de metales Pb y Cd totales en los suelos.
- Conocer los contenidos de Pb y Cd en *Lycoperdon*, analizando si la acumulación está restringida a *Lycoperdon perlatum* o es similar en otras especies del género.
- Establecer si estos hongos son aptos para ser consumidos dada su concentración de Pb y Cd.
- Analizar si estos hongos pueden utilizarse como bioindicadores de los niveles de contaminación por Pb y Cd en México.

IV. HIPÓTESIS

- Los hongos del género *Lycoperdon* acumulan Pb y Cd
- La concentración de estos metales alcanzará niveles tóxicos en aquellos sitios que estén más contaminados y no será recomendable su consumo.
- Habrá diferencias significativas en la concentración de los metales dependiendo de las especies.
- Éstos hongos serán buenos bioindicadores de los niveles de contaminación por Pb y Cd en zonas boscosas México

V. ÁREA DE ESTUDIO

5.1 La Cuenca de México

Ésta es una región localizada en el Cinturón Volcánico Transmexicano, entre los meridianos 99° 30' O y 98° 10' O y los paralelos 19° 10'N y 20° 10'N, que abarca la totalidad de la superficie del Distrito Federal, así como parte de los estados de México, Morelos, Hidalgo, Tlaxcala y Puebla. Tiene una temperatura media anual de 26°C y una precipitación anual promedio de 660 mm. Su altitud aproximada es de 2 400 msnm, tiene una superficie de 9 560 Km² y se encuentra delimitada por elevaciones topográficas de origen volcánico que llegan a superar los 5 000 m: la Sierra de Guadalupe, al norte; la Sierra de las Cruces al poniente; la Sierra del Chichinautzin al sur; el volcán del Ajusco al suroeste; y la Sierra Nevada al oriente (SMA-GDF, 2002; Carrera y Gaskin, 2007; Morton, *et al.*, 2009; National Research Council, 1995).

La Zona Metropolitana de la Ciudad de México, que abarca las 16 delegaciones del Distrito Federal, así como 34 municipios del Estado de México, se encuentra ubicada en la cuenca, abarcando unos 1 500 Km² de su superficie, y se caracteriza por ser una de las megalópolis más pobladas del mundo, con más de 19 240 000 habitantes (INEGI, 2009). Su vasta población ha dado origen a marcados problemas ambientales, tales como altos niveles de CO₂, NO₂, O₃, SO, CO y metales pesados como Zn, Pb, Cu y Cd entre otros (Baez *et al.*, 1988; Garza, 1996; Morton, 2006), por lo que la ciudad funciona como una fuente fija de dispersión de contaminantes hacia toda la cuenca (Bossert, 1997; Jazcilevich *et al.*, 2003 y 2005).

Los sitios de estudio se localizan en la Cuenca de México y comprenden el Valle de los Tezontles, en el Parque Nacional Cumbres del Ajusco, al suroeste de la cuenca; el bosque de Santa Catarina del Monte, Texcoco, al noreste; y el Paso de Cortés, en el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, al sureste (figura 2).

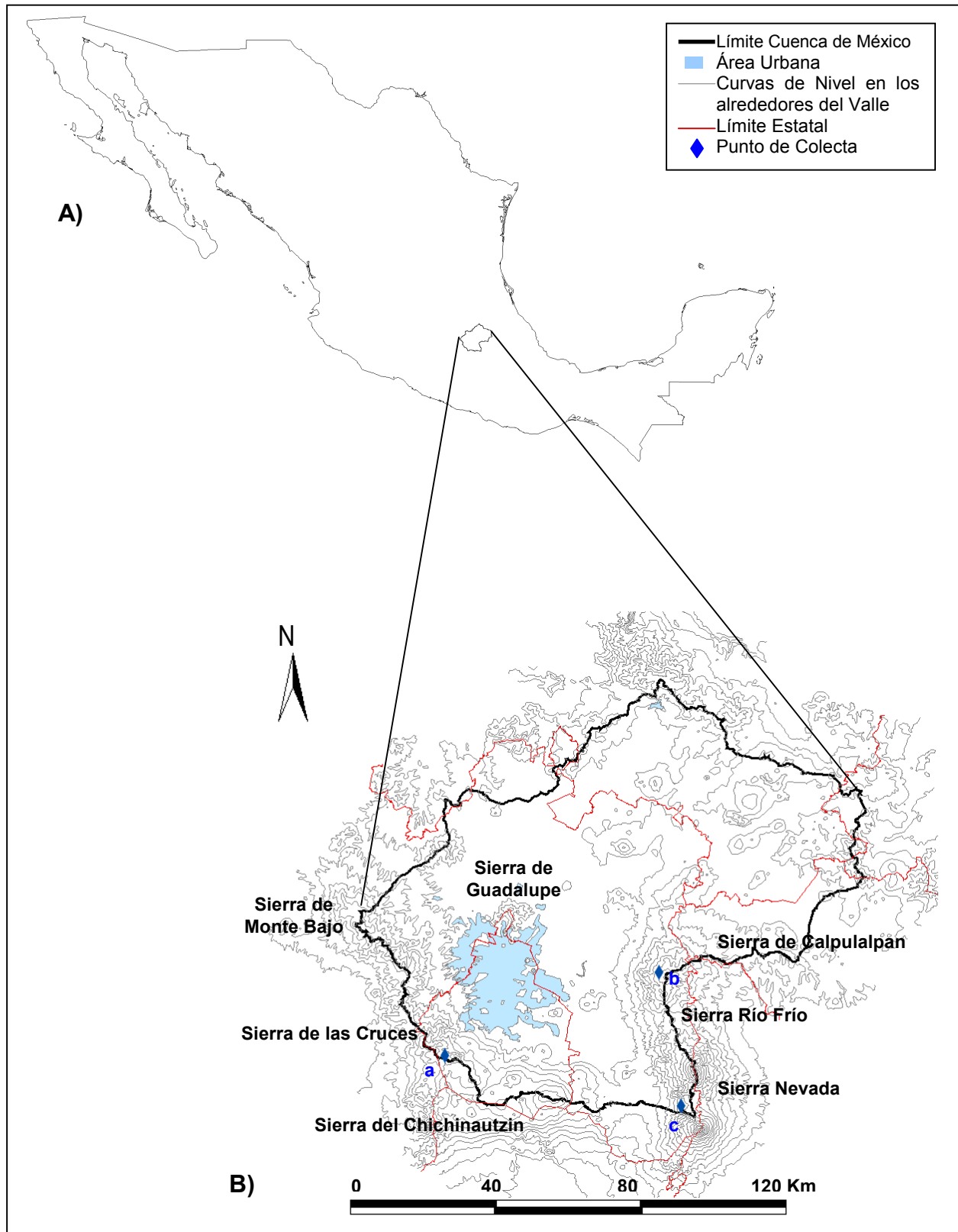


Figura 2. Localización del área de estudio. (A) Valle de México en la República Mexicana. (B) Detalle de la orografía, localización del área urbana y puntos de colecta: (a) Valle de los Tezontles, (b) Santa Catarina del Monte y (c) Paso de Cortés

5.2 Santa Catarina del Monte, Texcoco

Esta localidad, perteneciente al municipio de Texcoco en la parte oriental del Estado de México, se encuentra ubicada a los 19° 25' 50" N y 98° 44' O. Forma parte del complejo montañoso Tláloc, dentro de la Sierra de Río Frío y su altitud media es de 3300 msnm (Florencio y García, 1998).

Sus suelos provienen de materiales ígneos del Terciario, como peridotitas, andesitas y tobas volcánicas. Son de naturaleza andesítica, negros, profundos, de textura media y ricos en materia orgánica. En la zona boscosa, dependiendo de la altitud, los suelos que se pueden encontrar son Andosoles y Cambisoles (WRB, 2006; Arteaga y Moreno, 2006; la descripción de las unidades de suelo mencionados se incluye en el apéndice I).

En su parte alta, la localidad se encuentra bañada por arroyos y cañadas que desembocan en el río Palmilla, afluente del río Coxacoaco. El clima es templado húmedo con lluvias en verano (Cw), y la vegetación varía con la altitud entre bosque de *Abies* y de *Pinus* (Florencio y García, 1998).

En esta comunidad, es de particular importancia el consumo de hongos comestibles silvestres, ya sea para autoconsumo o para vender en los mercados de Texcoco y el Distrito Federal. Llega a haber una limitada explotación forestal por parte de los ejidatarios y comuneros, más que nada para satisfacer sus propias necesidades, y también se realiza, aunque de manera escasa, el libre pastoreo de ganado bovino (*op. cit.*).

5.3 Valle de los Tezontles, Tlalpan

Se ubica al suroeste de la cuenca, en la delegación Tlalpan, dentro del Parque Nacional Cumbres del Ajusco, alrededor de las coordenadas 19° 12.902' N y 99° 17.245' O, a una altitud media de 3460 msnm.

Geológicamente, la región se formó en el Cuaternario (Aranda *et al.*, 1995) y proviene de rocas ígneas, principalmente andesitas y basaltos, que incluyen material piroclástico asociado, y posee mayoritariamente Andosoles húmicos, aunque se llegan a encontrar, escasamente, Phaeozems (Alvarado *et al.*, 2002; Chávez, 2009).

Tiene un clima templado subhúmedo con lluvias en verano, una precipitación anual media de 1341 mm y una temperatura media anual que oscila entre los 12 y los 18 °C, lo cual favorece un tipo de vegetación de bosque de pino-encino (García, *et al.*, 2007; Lugo, 1984)

Cabe hacer notar que toda la zona del Ajusco se encuentra extensamente fragmentada y perturbada, por los asentamientos legales e ilegales, el poco control del uso de suelo, su cercanía al área urbana (Chávez, 2009) y el constante transporte de contaminantes por el sistema de vientos de la cuenca (Jáuregui, 1988; Bossert, 1997; Jazcilevich *et al.*, 2003 y 2005).

5.4 Paso de Cortés, Amecameca

Perteneciente a la Sierra Nevada al oriente del Valle de México, esta zona del municipio de Amecameca está ubicada en el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, alrededor de los 19° 5'11.46" N y los 98°40'33" O. Si bien el paisaje es escarpado e irregular, la altitud del sitio oscila alrededor de los 3400 msnm (CONANP, 2006).

La zona se originó durante el periodo Cuaternario, durante el Pleistoceno, por lavas de andesita porfírica, cubiertas por abanicos aluviales de espesor variable. Predominan los Andosoles, aunque también pueden encontrarse Cambisoles y Regosoles.

El clima es templado subhúmedo con lluvias en verano, con una temperatura media anual de 14°C y una precipitación media anual de 928 mm. Abundan los escurrimientos superficiales, sobre todo en temporada de lluvias. La vegetación principal es el bosque de coníferas, con un predominio de *Abies*, que se encuentra, según la altitud, asociado con *Quercus*, *Juniperus* y *Pinus* (*op. cit.*).

No obstante los mayores esfuerzos de conservación con respecto a otras áreas naturales del valle, la zona se encuentra sometida a la extracción de recursos forestales maderables y no maderables. Cabe notar que las comunidades aledañas recolectan los hongos silvestres durante la temporada de lluvias (CONANP, 2006; Hernández y Granados, 2006).

VI. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Trabajo de campo

Los tres sitios de estudio (Valle de los Tezontles, Tlalpan; Santa Catarina del Monte, Texcoco; y Paso de Cortés, Amecameca) se eligieron considerando que fueran zonas boscosas conservadas dentro de la cuenca, a diferentes distancias y direcciones del área urbana.

Se llevó a cabo la colecta de hongos en cada uno de los tres sitios durante las fechas del 8 al 22 de octubre de 2008, de los cuales se tomaron todos los carpóforos disponibles del género *Lycoperdon* junto con dos muestras de suelo, una de 0 a 10 cm y otra de 10 a 20 cm, en tres puntos aleatorios del sitio, utilizando una pala de acero de Carbón (Ure, 1995).

6.2 Trabajo de Gabinete

Los ejemplares de hongos se colocaron en bolsas de papel para evitar la contaminación con metales (Bradl, 2005); se limpiaron con una brocha, se describieron y herborizaron siguiendo técnicas micológicas tradicionales (Qiuxin, W., *et al.*, 2004), se identificaron con ayuda de las claves de Pegler *et al.* (1995) y Ellis y Ellis (1990). Finalmente se depositaron en la colección de Macromicetos de la Facultad de Ciencias de la UNAM (FCME).

6.3 Análisis de laboratorio

En los suelos, se llevaron a cabo los análisis de la textura, una propiedad física del suelo, y las propiedades químicas pH y contenido de materia orgánica. Todos estos parámetros determinan la biodisponibilidad de los metales (Alloway, 1995; Kabata-Pendias y Pendias, 2000).

La textura se determinó por el método de la pipeta (Fernández, *et al.*, 2006), utilizando una muestra compuesta de las tres colectas de cada localidad.

El pH de cada sitio se midió por triplicado, en agua y cloruro de potasio (KCl 1 N pH 7) en la relación de 1:2.5 y de 1:5 en ambos casos (Reeuwijk, 2002), utilizando un potenciómetro modelo Conductronic pH 20.

El contenido de carbono total, obtenido a partir de las muestras compuestas, se cuantificó por duplicado en el Instituto de Geología de la UNAM, mediante un analizador elemental CNHS/O Perkin Elmer 2400 Series II. Todas las muestras se analizaron en modo CHN bajo las condiciones descritas en el cuadro 1. Con estos resultados, se estimó el contenido de materia orgánica multiplicando por un factor de 1.724 (Fernández, *et al.*, 2006).

Cuadro 1. Condiciones de cuantificación del contenido total de carbono

Gas acarreador	Helio
Temperatura de combustión	980° C
Temperatura de reducción	640° C
Detector	Conductividad térmica
Compuesto de calibración	Acetanilida

6.4 Cuantificación de plomo y cadmio totales en suelos

Para el análisis del contenido de metales, los suelos se molieron en un mortero de ágata y se pasaron por un tamiz de acero inoxidable con amplitud de malla de 0.2 mm de diámetro (Ure, 1995)

La cuantificación de los metales se llevó a cabo en la Unidad de Análisis Ambiental de la Facultad de Ciencias de la UNAM. Se utilizó el procedimiento de digestión ácida (*op.*

cit.), utilizando vaso de Teflón HP-500 Plus TM en un horno de microondas MARS 5/X CEM Corp. Se determinó el límite de detección del método multiplicando tres veces la desviación estándar de ocho blancos.

Para la digestión de las muestras de suelo, se emplearon 0.3 g de material, que se adicionaron con 6 ml de ácido nítrico (HNO₃), peróxido de hidrógeno (H₂O₂) y ácido fluorhídrico (HF) concentrados, en una proporción 4:1:1 y se agitaron continuamente durante dos horas previas a su introducción al horno de microondas, donde permanecieron durante 40 minutos. Las condiciones de rampeo, es decir, los ciclos de control de tiempo, temperatura y presión del equipo se describen en el cuadro 2. Posterior a la digestión, se les agregó 1 ml de una solución sobresaturada de ácido bórico (H₃BO₃), se aforaron a 20 ml con agua desionizada y se filtraron con membranas de nitrocelulosa de 0.22 µm, almacenándolos en frascos de polietileno. Como estándar, se utilizó material certificado por el Instituto Nacional de Estándares y Tecnología (NIST, por sus siglas en inglés) con número SRM[®] 2709 (Suelo San Joaquín), proveniente del Valle de San Joaquín, California.

Cuadro 2 . Condiciones de rampeo para la digestión de suelos, a 300 PSI de presión

Etapa	Tiempo (min)	Temperatura (°C)	Mantenimiento (min)
1	10:00	150	00:00
2	5:00	170	00:00
3	5:00	185	05:00
4	1:30	185	00:00
5	5:00	190	09:00

El Pb y el Cd totales se cuantificaron mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA) por Horno de Grafito (THGA), utilizando un equipo Perkin-Elmer AanalystTM 800 con una lámpara de cátodo hueco de plomo y cadmio respectivamente.

6.5 Cuantificación de plomo y cadmio totales en hongos

Previo a los análisis, los carpóforos secos se trituraron en un molino de acero inoxidable con un tamiz de 0.2 mm de diámetro (Borovička *et al.*, 2006; Cocchi *et al.*, 2006; Dermibaş, 2000)

Se utilizó el procedimiento de digestión ácida (Cocchi *et al.*, 2006; Sesli *et al.*, 2008; Moilanen, *et al.*, 2006; Rudwaska y Leski, 2005a y 2005b; Tüzen, 2003, Tüzen *et al.*, 2007), con el mismo equipo especificado para los suelos. Se determinó el límite de detección del método multiplicando tres veces la desviación estándar de ocho blancos.

Para la digestión, se pesaron 0.3 g de material seco y se les adicionaron 6 ml de ácido nítrico (HNO₃) y peróxido de hidrógeno (H₂O₂) concentrados, en una proporción 5:1, agitando constantemente durante una hora antes de su introducción al horno de microondas, en el cual permanecieron durante 27 minutos, con las condiciones de rampeo descritas en el cuadro 3.

Cuadro 3 . Condiciones de rampeo para la digestión de carpóforos, a 300 PSI de presión

Etapa	Tiempo (min)	Temperatura (°C)	Mantenimiento (min)
1	10:00	150	00:00
2	5:00	175	05:00
3	2:00	180	05:00

Al terminar el ciclo, las muestras se aforaron a 10 ml con agua desionizada, se filtraron con membranas de nitrocelulosa de 0.22 µm y se almacenaron en frascos de polietileno perfectamente limpios. Como estándar, al no poder usar material vegetal certificado, se utilizaron muestras de hongos adicionadas con concentraciones conocidas de ambos metales.

El Pb y el Cd en los hongos también se cuantificaron mediante espectrofotometría de absorción atómica (EAA) por horno de grafito (THGA), utilizando el mismo equipo mencionado para el análisis de los suelos.

6.6 Análisis estadístico

Para comparar la concentración de metales en los suelos de los tres sitios, se realizó una prueba de análisis de varianza de una vía (ANOVA), utilizando el paquete de cómputo Statistica 6.0.

En el caso de los hongos, dado que no se encontraron las mismas especies en todos los sitios, en aquéllos con dos especies, es decir en el Valle de los Tezontles (*L. umbrinum* y *L. molle*) y en Paso de Cortés (*L. molle* y *L. perlatum*) se realizó una prueba T de Student para conocer las posibles diferencias significativas de las medias.

En Santa Catarina del Monte, donde se encontraron tres especies, se realizó de nuevo un análisis de varianza de una vía, utilizando el mismo paquete estadístico.

VII. RESULTADOS

7.1 Especies encontradas

En total, se encontraron tres especies del género en las localidades visitadas: *Lycoperdon umbrinum*, *L. perlatum* y *L. molle* (apéndice II). En el Valle de los Tezontles, predominó *L. umbrinum*, aunque también se encontró *L. molle*. En Santa Catarina del Monte, se encontraron las tres especies; y en Paso de Cortés, *L. molle* y, en mayor cantidad, *L. perlatum*.

7.2 Parámetros Fisicoquímicos de los suelos

7.2.1 Textura

Los sitios tuvieron suelos clasificados como franco, franco arenoso o franco limoso (Fernández *et al.*, 2006). Aquéllos más ricos en arcillas fueron los de Santa Catarina del Monte y los más arenosos fueron los de Paso de Cortés. Esto se detalla en el cuadro 4.

Cuadro 4 . Textura de los suelos en las tres localidades

Sitio	Profundidad (cm)	Textura			Clasificación textural
		Ar	Li %	Arc	
Valle de los Tezontles	0-10	44.14	45.03	10.84	Franco
	10-20	57.36	35.86	6.78	Franco arenoso
Santa Catarina del Monte	0-10	35.76	52.02	12.21	Franco limoso
	10-20	42.95	43.79	13.26	Franco
Paso de Cortés	0-10	62.82	36.21	0.97	Franco arenoso
	10-20	63.67	35.81	0.51	Franco arenoso

7.2.2 pH

En todos los casos, se encontraron suelos moderadamente ácidos (siguiendo los criterios de la NOM-021-RECNAT), lo cual contribuye a aumentar la movilidad de plomo

y de cadmio (Kabata-Pendias y Pendias, 2000). Las medidas se encuentran en el cuadro 5.

Cuadro 5 . Condiciones de pH en las tres localidades estudiadas

Sitio	Profundidad (cm)	pH 1:2.5		pH 1:5	
		H ₂ O	KCl	H ₂ O	KCl
Valle de los Tezontles	0-10	5.0±0.25	4.4±0.02	5.1±0.12	4.5±0.06
	10-20	5.6±0.19	4.8±0.04	5.7±0.19	5.0±0.13
Santa Catarina del Monte	0-10	5.3±0.13	4.9 ±0.14	5.4±0.18	5.0±0.2
	10-20	5.6±0.36	4.9±0.38	5.6±0.38	5.0±0.5
Paso de Cortés	0-10	6.1±0.92	6.0±1.2	6.3±1.0	6.2±1.2
	10-20	6.2±0.88	5.3±1.0	6.0±0.74	5.7±1.2

7.2.3 Materia orgánica

En los tres sitios se encontraron suelos con altos o muy altos contenidos de materia orgánica en los primeros diez centímetros (NOM-021-RECNAT), cantidad que disminuyó conforme al aumentar la profundidad, hasta obtener valores medios o muy bajos. En el cuadro 6 se enuncian los valores promedio.

Cuadro 6. Contenido promedio de materia orgánica en las localidades estudiadas

Sitio	Profundidad (cm)	% de Materia Orgánica	Clasificación (NOM-021-RECNAT)
Valle de los Tezontles	0-10 cm	16.75	Muy alto
	10-20 cm	8.57	Medio
Santa Catarina del Monte	0-10 cm	11.82	Alto
	10-20 cm	3.82	Muy bajo
Paso de Cortés	0-10 cm	14.74	Alto
	10-20 cm	3.19	Muy bajo

En general, los parámetros anteriores permiten estimar que los tres sitios tienen una capacidad de intercambio catiónico alta (Siebe, *et al.*, 1996) en los primeros diez

centímetros y media en el estrato de 10 a 20 cm, lo cual indica que la biodisponibilidad de los metales que ocurren en el suelo es alta (Alloway, 1995).

7.3 Contenido de Pb y Cd totales en Suelos

Los porcentajes de recuperación de metales y los límites de detección del método en cada caso se muestran en el cuadro 7.

Cuadro 7 . Límites de detección y porcentajes de recuperación de Pb y Cd

	Suelos		Hongos	
	Pb	Cd	Pb	Cd
Límite de detección (mg·Kg ⁻¹)	0.19	0.14	0.94	0.14
% Recuperación	79	90	85	95

La localidad que tuvo el nivel más alto de Pb y Cd totales en el suelo fue el Valle de los Tezontles, con niveles significativamente mayores ($\alpha=0.05$) que la concentración de éstos en las otras dos localidades, mismas que para Pb no presentaron diferencias significativas, pero sí para Cd: las concentraciones fueron mayores en Santa Catarina del Monte y las más bajas en Paso de Cortés (figura 3). En los tres casos, la concentración media puede considerarse como normal según la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT y el Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que empieza a considerar los niveles de Cd en suelos como peligrosos a partir de 3 mg·Kg⁻¹ y los de Pb a partir de 100 mg·Kg⁻¹. La presencia de los metales disminuyó conforme aumenta la profundidad en los primeros veinte centímetros desde un 13 hasta un 83%. Los datos completos se muestran en el apéndice III.

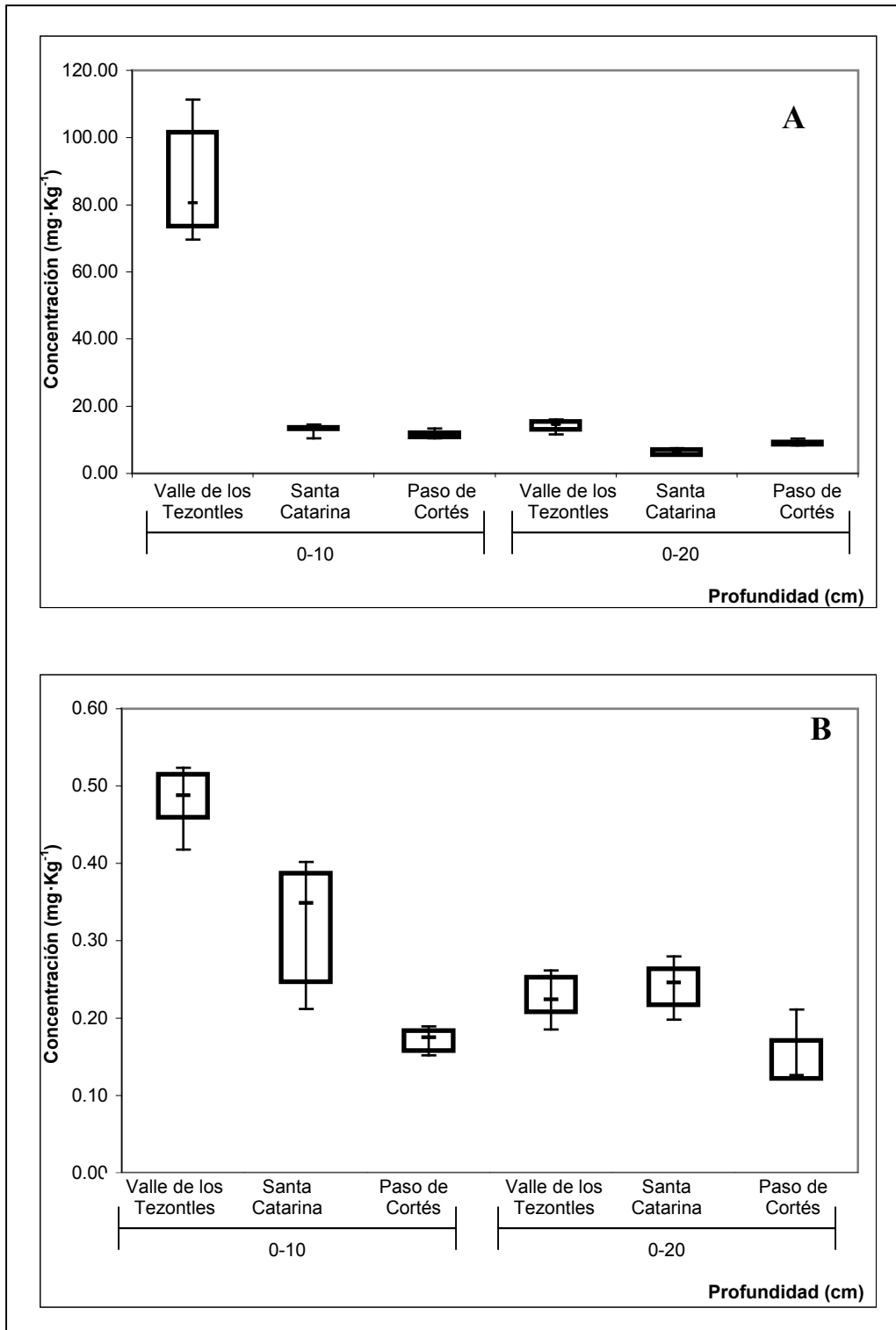


Figura 3. Contenido de Pb (A) y Cd (B) en los en los primeros 20 cm de los suelos de las tres localidades

7.4 Contenido de Pb y Cd en hongos

En el caso de los carpóforos, la concentración del Pb no superó en ningún ejemplar los niveles obtenidos en el suelo.

Se encontraron diferencias significativas en las distintas especies ($\alpha=0.05$). La que tomó Pb en menores cantidades fue *L. perlatum*, que nunca llegó superar una quinta parte de la concentración de los suelos. Aunque no hubo suficientes ejemplares en el mismo sitio de *L. umbrinum* y *L. molle* para establecer diferencias significativas entre los dos, ambos fueron significativamente mayores que *L. perlatum* (figura 4).

Por otra parte, en el caso del Cd, los hongos siempre presentaron concentraciones iguales o mayores a las de los suelos, incluso en algunos casos llegando a triplicarla o cuadruplicarla. Aunado a esto, se encontraron diferencias significativas ($\alpha=0.05$) entre especies. Nuevamente *L. perlatum* fue la especie con concentraciones menores de metal, a pesar de ser la única especie del género reportada en la literatura. *L. umbrinum* y *L. molle*, por otro lado, tuvieron concentraciones similares y mucho mayores (figura 5).

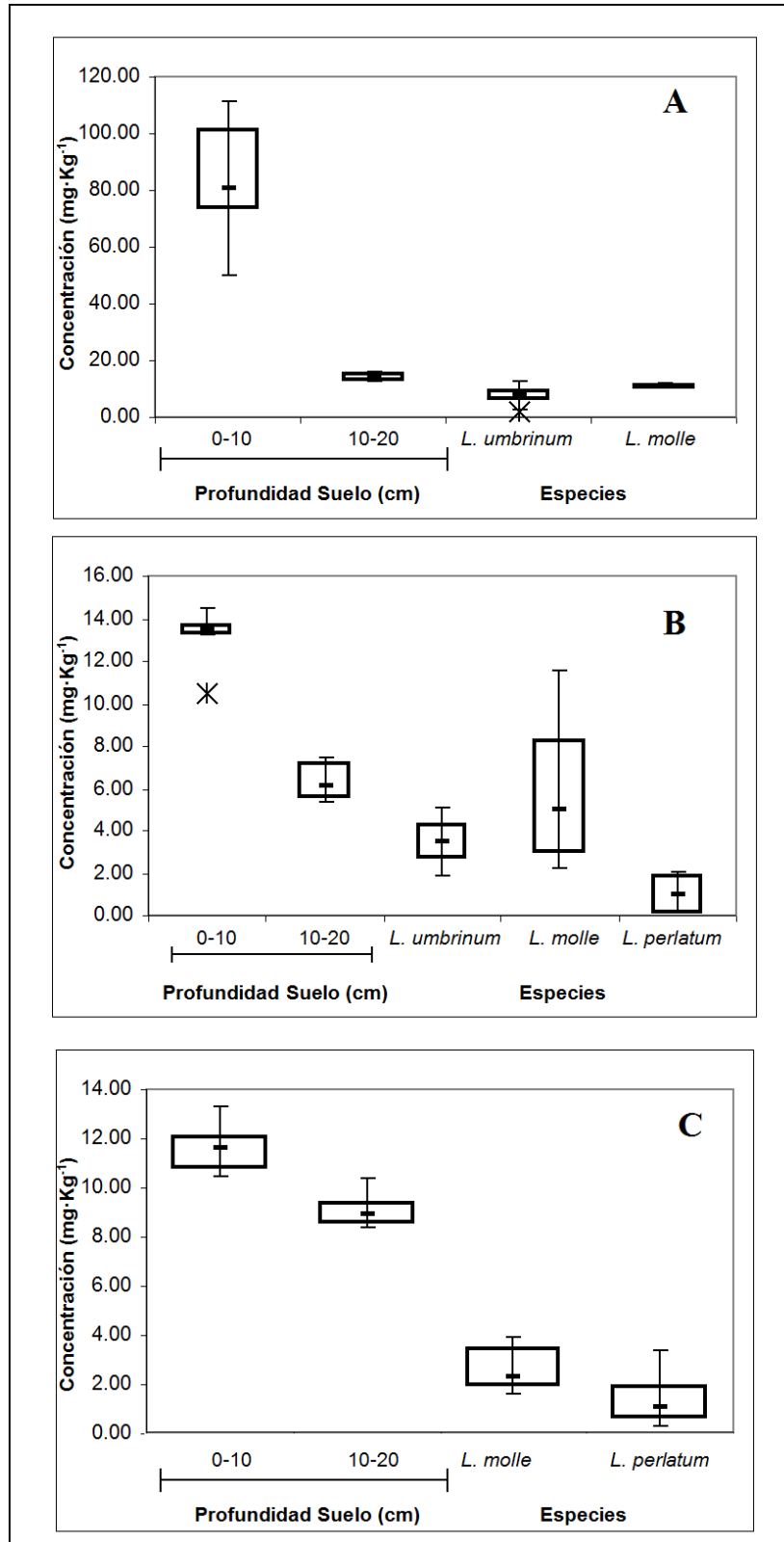


Figura 4. Contenido de Pb en los suelos y hongos: Valle de los Tezontles (A), Santa Catarina del Monte (B) y Paso de Cortés (C)

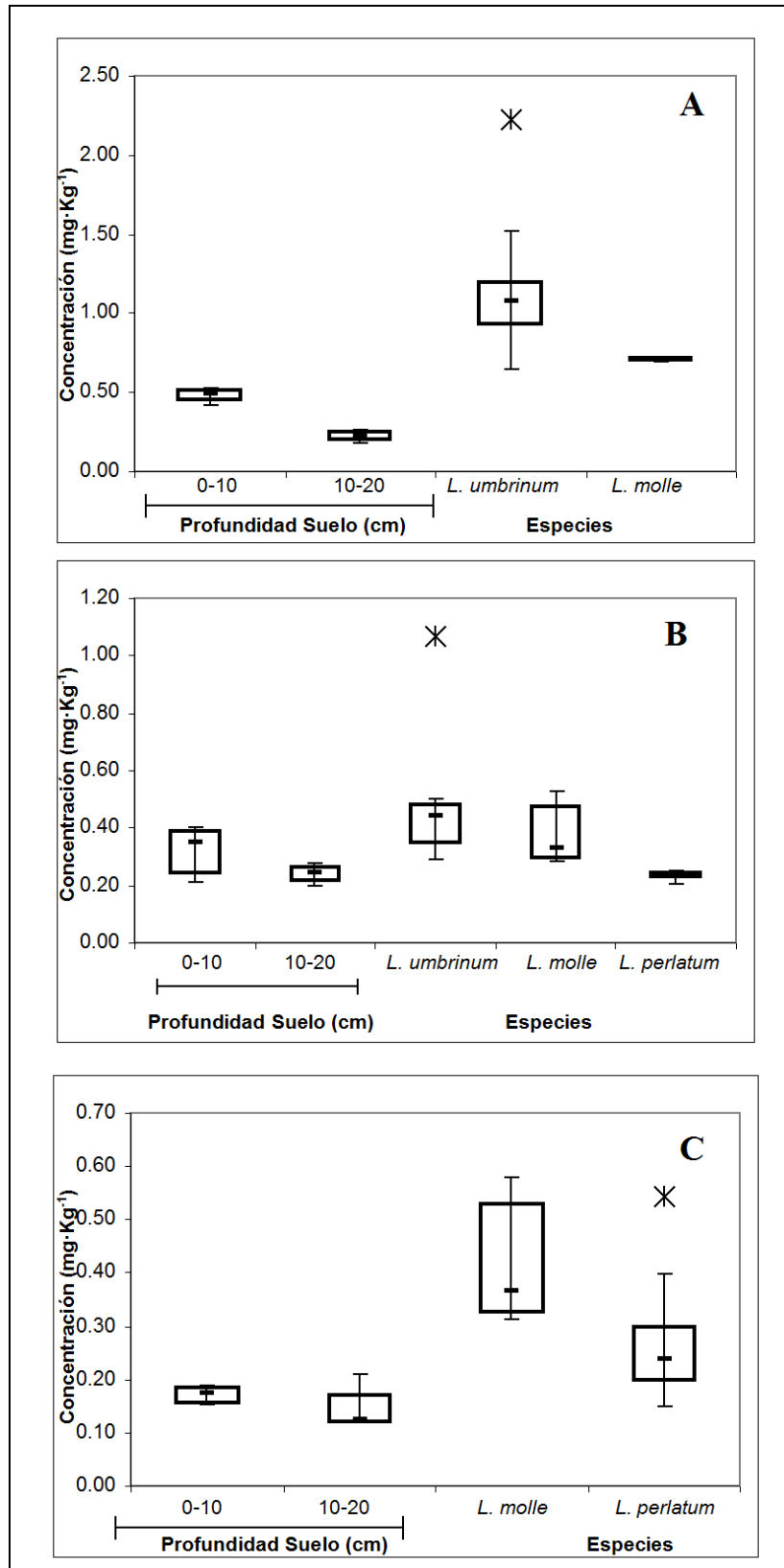


Figura 5. Contenido de Cd en los suelos y hongos de (A) Valle de los Tezontles, (B) Santa Catarina del Monte y (C) Paso de Cortés

VIII. DISCUSIÓN

Los suelos de las tres localidades estudiadas presentaron concentraciones de Pb y Cd que se encuentran dentro de los intervalos considerados como normales por las normas oficiales mexicanas, así como por las normas estadounidenses para suelos en contacto con humanos (ATSDR, 2007). Sin embargo, no hay que confundir entre lo legalmente normal y lo que no está contaminado. Este tipo de normas se concentra en niveles para suelos urbanos, que previsiblemente estarán altamente perturbados, como los de la Ciudad de México (Morton, 2006) y los niveles máximos de metales para que no causen daños a niños que pudieran ingerirlos directamente (Madhavan, *et al.*, 1989), o bien, para que no causen daños a los cultivos que pudieran sembrarse en el sitio (Vázquez *et al.*, 2005).

Los estudios sobre suelos sin fuentes de contaminación son escasos, sencillamente porque hay cada vez menos zonas de ese tipo (Bindler *et al.*, 1999). Uno de estos contados estudios es el de Roca *et al.* (2008), que señalan niveles máximos de unas 13 mg·Kg⁻¹ de Pb y 0.15 de Cd, dependiendo del material parental, aunque no incluye tipos de suelo similares a los que se encontraron en la zona. Tomando estos valores como una base muy subjetiva de evaluación, los tres sitios rebasaron los niveles de un entorno “sin perturbación”. Aunado a esto, artículos como el de Martínez *et al.* (2007) concluyen, mediante variaciones isotópicas, que el plomo del Valle de México, en particular el de la periferia de la zona metropolitana, proviene principalmente de gasolinas y aerosoles contaminantes.

Otra evidencia de que la concentración de metales es de origen antropogénico es el hecho de que las mayores concentraciones de Pb y Cd se encuentran en la capa superficial del suelo y disminuyen considerablemente con la profundidad. Ello sugiere que el origen de ambos metales no es la composición mineral de la roca madre, sino la deposición atmosférica (Nicola *et al.*, 2003) lo cual resulta muy razonable, en el contexto de la probada presencia de partículas en el aire de la cuenca (Miranda *et al.*, 1994, 1998 y 2004; Martínez *et al.*, 2001) que en la última década rebasaba

continuamente los estándares ambientales (Garza, 1996). Si bien los niveles de Pb y Cd en los suelos no rebasan los niveles considerados como tóxicos, es lógico pensar que deben haber sido muchísimo más bajos antes del establecimiento de la Ciudad de México como una megalópolis, aunque no existan registros.

Las variaciones en la concentración de los metales entre los sitios de estudio debe observarse dentro del marco del complejo sistema de vientos en que se encuentra inmerso el Valle de México (Jáuregui, 1988; Williams *et al.*, 1995, Bossert, 1997): los contaminantes pueden viajar en corrientes cercanas a la superficie, difundirse verticalmente, bajar por corrientes convectivas y depositarse en sitios opuestos a donde se emitieron originalmente (Jazcilevich *et al.*, 2003).

Principalmente, existen dos tendencias de circulación de vientos que influyen sobre la distribución de los contaminantes en la cuenca (figura 6). La primera los transporta desde el centro de la ciudad, la zona con mayor emisiones, hacia la parte suroeste de la cuenca, precisamente en la zona del Ajusco, para luego volver a circular hacia el norte y noroeste debido a las irregularidades orográficas de la Sierra de las Cruces (Jazcilevich *et al.*, 2005). Ello explica con claridad el porqué los suelos colectados en este sitio tuvieron niveles mucho más altos de Pb y Cd que los provenientes Santa Catarina del Monte y de Paso de Cortés.

Los patrones de viento en la parte oriente de la ciudad tienen un comportamiento distinto. La zona de Chalco provee a la cuenca con un escape parcial de contaminantes entre las Sierras Nevada y del Chichinautzin: parte del aire de la ciudad fluye hacia el Valle de Cuautla al sur, mientras que el viento que entra por esa abertura viene relativamente limpio de contaminantes, llegando así hasta el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatépetl. Aquéllas zonas más septentrionales que Chalco no se ven igualmente influidas por este recambio, y sus vientos fluyen más que nada al norte y noreste hacia la Sierra de Río Frío (*op. cit.*). Este patrón esclarece por qué en el Paso de Cortés se encontraron las concentraciones más bajas de los tres puntos y en Texcoco, se encontraron intermedias. Este hecho también lanza una interrogante sobre

la efectividad de proteger las zonas naturales únicamente estableciéndolas como Áreas Naturales Protegidas, sin necesariamente tomar otras medidas que mitiguen los efectos de la contaminación atmosférica proveniente de regiones aledañas.

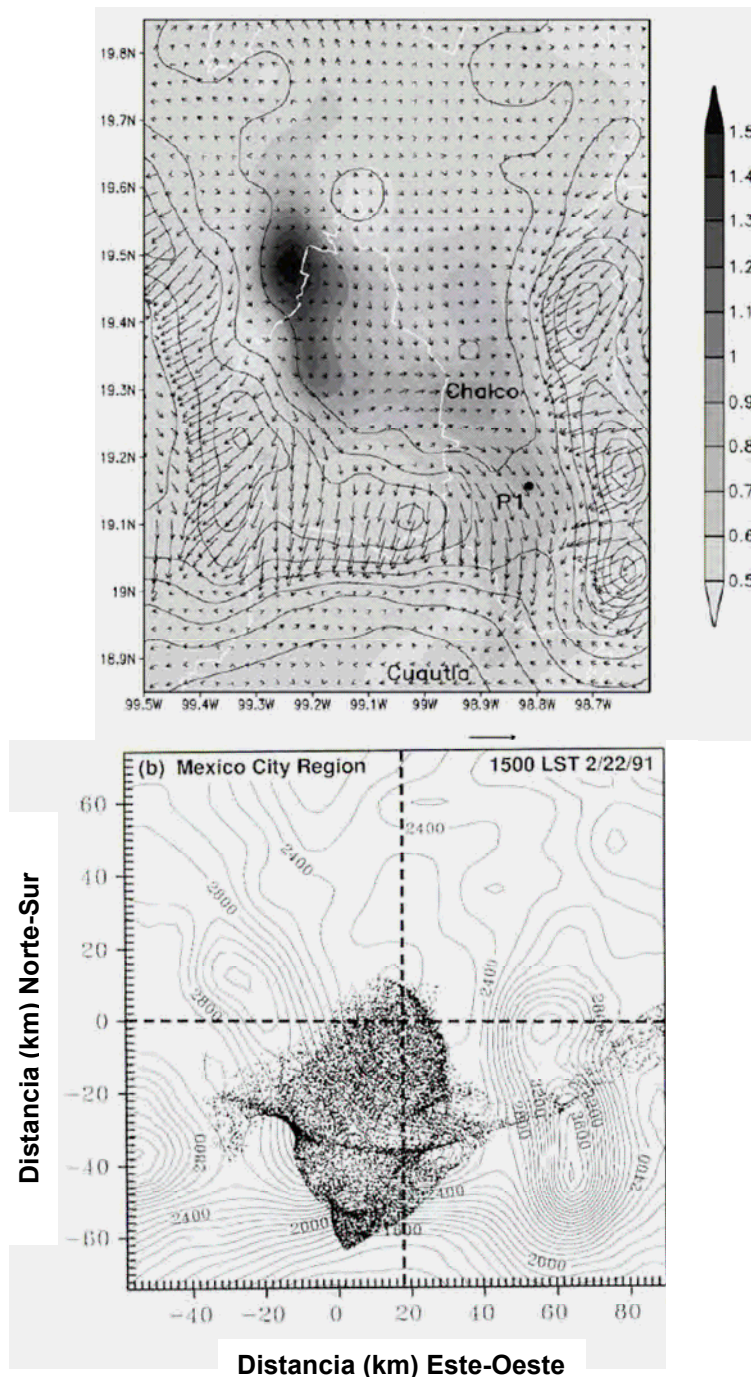


Figura 6. Patrón de vientos y concentración ($\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$) de CO (A) en el Valle de México y localización probable de las partículas suspendidas, utilizando una simulación por computadora (B). Reproducido con permiso a partir de Jazcilevich *et al.* (2003) y Bossert (1997), respectivamente.

En el caso de los hongos, es de notarse que a pesar de estar reportados extensamente como acumuladores de plomo, ninguna de las tres especies del género incrementó significativamente en sus tejidos la concentración presente en el suelo. En su lugar, según los criterios de Kidd *et al.* (2007), puede decirse que se comportaron como organismos exclusores, aunque para hacer esa afirmación de manera contundente se necesitarían hacer más estudios.

Asumiendo que los ejemplares fúngicos en la literatura citada fueron identificados correctamente, siendo que las claves de Gasteromycetes son poco comunes, las diferencias con lo que estos autores reportan pudieran deberse a tres factores. El primero es que el tipo de suelo afecte la magnitud de la absorción de plomo (Bradham *et al.*, 2009) y de otros metales: en los sitios de colecta de este trabajo predominan los Andosoles, mientras que en otras partes del mundo donde se han realizado este tipo de estudios, los tipos de suelo son totalmente distintos, lo cual conlleva cambios profundos en la biodisponibilidad y en las interacciones con los seres vivos.

Una segunda posibilidad es que las especies europeas no sean necesariamente las mismas que las americanas. Tradicionalmente, las guías de identificación que se utilizan son las mismas, pues morfológicamente las especies son iguales. Sin embargo, ya son numerosos los estudios de sistemática molecular (Bridge *et al.*, 2005) que ponen en duda esta visión y plantean que quizás las morfoespecies fúngicas son en muchos casos complejos de especies similares, no distinguibles a simple vista. De ser ésta una causa, arrojaría una evidencia más de que los estudios taxonómicos deben tomar en cuenta caracteres variados y no sólo morfológicos, sino también fisiológicos o moleculares, nunca de un solo tipo.

Por último, una posibilidad más remota es que el mecanismo de absorción aumentara a partir de niveles más altos de metal en el suelo, ya que la mayoría de los estudios se han realizado en sitios con mayores niveles de contaminación que los de este trabajo; sin embargo ésta es sólo una hipótesis que no parece concordar con los bioensayos que se han realizado en otras especies y sugieren una absorción lineal (Say *et al.*

2001). En hogos como los de este estudio, sería casi imposible hacer ensayos experimentales similares, con diferentes concentraciones de Pb, dado que al ser silvestres no se pueden cultivar (Hall, *et al.*, 2003; Yun y Hall, 2004), y que además los sitios no tienen exactamente las mismas condiciones edafológicas y microambientales.

Considerando todo lo anterior, se puede decir que si bien *Lycoperdon* no acumuló Pb, sí hubo diferencias significativas entre las tres especies. *L. perlatum*, el único acumulador reportado con anterioridad, fue la especie que absorbió la menor concentración, mientras que *L. molle* y *L. umbrinum* captaron mayores cantidades de Pb del suelo. Las tres especies son comestibles y cabría preguntarse si éstas últimas no han sido reportadas en la literatura debido a su ausencia en los sitios de estudio, el menor interés en coleccionarlas o la mayor dificultad de encontrar guías de identificación de Gasteromycetes en comparación con sus parientes, los Basidiomycetes laminares.

A diferencia de la captación de Pb, sí hubo concentración de Cd en las tres especies, pero en mayor proporción en *L. umbrinum* y *L. molle*, las especies que no se reportan en otros trabajos. Algunos carpóforos incluso triplicaron y cuadruplicaron la concentración de Cd presente en el suelo, magnitudes similares a las publicadas por Seeger (1978) para *L. perlatum*. Por este motivo, debe tenerse particular cuidado al consumirlos en zonas cercanas a minas o industrias. Este hecho también plantea nuevas preguntas sobre si las numerosas especies del género reportadas para este país (Herrera, 1963 y 1964; Rodríguez, 1967; Calderón, 1986; Esqueda, 1999) tendrán las mismas características que las especies encontradas en este estudio, en cuyo caso valdría la pena investigarlo, pues es un género difundido por todo el territorio nacional que puede estar en contacto con muchos herbívoros y seres humanos en ecosistemas diversos. También es conveniente analizar otros géneros favorecidos en la gastronomía como *Agaricus* y *Boletus*, al ser potenciales puertas de entrada de metales para las personas que los consuman.

A la pregunta de si sería conveniente utilizar estas especies como indicadores de contaminación o en proyectos de biorremediación cabe responderse que, en el caso del

Pb, es claro que el género no es el óptimo en ninguno de los dos planteamientos. Una buena especie indicadora tendría concentraciones más o menos iguales a las del suelo en el que se encuentra (Kidd *et al.*, 2007), algo que no sucede con *Lycoperdon*; y su nivel de absorción del metal no es lo suficientemente alta como para funcionar como un buen biorremediador. Pudieran quizás, ser utilizados como indicadores de Cd, aunque para ello es necesario establecer una correlación entre las concentraciones del suelo y de los hongos, lo cual por ahora no sería correcto realizar, dado que no se encontraron las mismas especies en los tres puntos como para obtener conclusiones estadísticamente válidas. Como biorremediadores no son lo más recomendable, pues aunque los hongos se dispersan con relativa facilidad, no pueden cultivarse, sólo crecen en bosques de forma estacional y existen plantas (*op. cit.*), algas (Dunn, 1998), procariontes (Beveridge, 1998) e incluso otros hongos unicelulares, pluricelulares y micorrízicos (Yuan *et al.*, 2007; Vieira y Volesky, 2000; Regvar y Vogel-Mikuš, 2008; Boroviča *et al.*, 2007) hiperacumuladores, que en ocasiones superan los $1000 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$ de metal en sus tejidos y consecuentemente extraerían el metal de forma más eficiente y podrían cultivarse con mucha mayor facilidad.

Con relación a la toxicidad de los hongos, es de notarse que en México no existen normas que especifiquen los niveles máximos permisibles de metales en alimentos: únicamente en cuerpos de agua y emisiones atmosféricas. Por ello, para evaluar esta posibilidad en los carpóforos, fue necesario recurrir a la legislación de otros países. Tomando los estándares de la Unión Europea (CCE, 2006), los hongos tienen un nivel máximo permisible de $0.3 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$ de plomo y $0.2 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$ de cadmio en peso fresco. Los valores que se obtuvieron en este estudio fueron en peso seco; sin embargo, para la mayoría de los hongos, entre un 80 y 90% del peso fresco corresponde al contenido de agua (Kansci *et al.*, 2003). Por ende, asumiendo el porcentaje mayor y tomando la décima parte de las concentraciones determinadas experimentalmente, puede decirse que los niveles de Cd en los tres sitios no son merecedores de preocupación, ni los niveles de plomo en el Paso de Cortés. Sin embargo, es perturbador que el 91% de los carpóforos colectados en el Valle de los Tezontles rebasan el nivel permisible de Pb, al

igual que el 52% de los que se recolectaron en Santa Catarina del Monte, porcentaje que no incluyó a *L. perlatum*, cuyas concentraciones fueron aceptables.

Este panorama enciende un foco rojo para el consumo de hongos silvestres en la zona suroeste del valle de México. Pese a que el género no acumuló plomo, rebasó los niveles recomendables para su consumo. Otros géneros que se han reportado como acumuladores en mayor magnitud y con mayor frecuencia podrían estar en condiciones más severas, como en el caso de *Agaricus* o *Russula*, lo cual hace adecuado llevar a cabo otros estudios que dejen en claro qué especies no es seguro consumir. Otra recomendación pertinente es no ingerir los hongos crudos, pues el hervirlos puede en casos reducir los niveles de plomo en un 15 ó 20%, y los de otros metales hasta en un 40% (Svoboda *et al.*, 2002).

IX. CONCLUSIONES

La dispersión de contaminantes de la Ciudad de México hacia el resto del valle es un problema que hasta el momento no ha llegado a provocar niveles tóxicos ni de Pb ni de Cd en los suelos de las zonas boscosas aledañas, pero de continuar con esta tendencia, es probable que en algunos años se sufran daños más profundos, no sólo en los suelos, sino paulatinamente en todos los niveles de la cadena trófica.

Lycoperdon es un género que tiene la capacidad de captar metales del medio. Las tres especies estudiadas absorben el Pb en cantidades menores a las presentes en el suelo, pero en concentraciones significativamente diferentes que dependen de la especie y del sitio. *L. perlatum* es la que lo capta en menor proporción.

L. molle y *L. umbrinum* tienen la capacidad de concentrar Cd en magnitudes mucho mayores a las del suelo en el que se desarrollan, por lo que debe limitarse su consumo en zonas cercanas a minas o altamente contaminadas.

El género no tiene un gran potencial para ser un biorremediador, al no acumular metales en la magnitud suficiente para este propósito, aunque con estudios más profundos podrían llegar a usarse especies de *L. perlatum* como indicadoras de Cd.

Es preocupante que especies comestibles de *Lycoperdon*, cuyos resultados pueden extrapolarse a otros géneros favorecidos en la gastronomía, pese a no haber acumulado Pb en sus tejidos superen los niveles recomendables de consumo de este metal.

Es necesario continuar con estos estudios, en particular en la zona suroeste del Valle y otras áreas que circunden ciudades importantes, para conocer qué especies de hongos es seguro consumir o en qué proporciones, y mientras tanto, estar conscientes de que es recomendable no consumirlos crudos.

X. LITERATURA CITADA

- Alcalá, J., M. Sosa, M. Moreno, C. Quintana, G. Quintana, S. Miranda y A. Rubio. 2008. Metales pesados en vegetación arbórea como indicador de la calidad ambiental urbana: ciudad de Chihuahua, México. *Multequina* 17: 39-54.
- Alloway, B.J. 1995. Cadmium. In: *Heavy Metals in Soils*. 2da ed. B.J. Alloway (editor). Blackie Academic & Professional, Gran Bretaña. pp. 122-151.
- Alvarado, E., N. Segovia, M.I. Gaso, P. Peña, O. Morton y M.A. Armienta. 2002. Natural and man-made radionuclides in the soil of a nuclear facility site located in a coniferous forest in central Mexico. *Geofísica Internacional* 41(4): 363-367.
- Aranda, M., N. López, y L. López de Buen. 1995. Hábitos alimentarios del coyote (*Canis latrans*) en la Sierra del Ajusco, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 65: 89-99.
- Arteaga, B. y C. Moreno. 2006. Los hongos comestibles silvestres de Santa Catarina del Monte, Estado de México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente* 12(2): 125-131.
- ATSDR. 2007. CERCLA list of priority hazardous substances. Agency for toxic substances and disease registry. Obtenido el 4 de mayo de 2010 en: <http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/07list.html>
- Aruguete, D.M., J.H. Aldstadt y G.M. Mueller. 1998. Accumulation of several heavy metals and lanthanids in mushrooms (Agaricales) from the Chicago region. *Science of the Total Environment*. 224: 43-56.
- Baez, A., M. Reyes, I. Rosas y P. Mosiño. 1988. CO₂ concentrations in the highly polluted atmosphere of Mexico City. *Atmósfera* 1: 87-98.
- Balderas, M.A., L. Cajuste, J. Lugo, y A. Vázquez. 2003. Suelos agrícolas contaminados por metales pesados provenientes de depósitos de vehículos de desecho. *TERRA Latinoamericana* 21(4): 449-459.
- Bellion, M., M. Courbot, C. Jacob, D. Blaudez y M. Chalot. 2006. Extracellular and cellular mechanisms sustaining metal tolerance in ectomycorrhizal fungi. *FEMS Microbiological Letters* 254: 173-181.
- Beveridge, T.J. 1998. Hyperaccumulation of Metals by Prokaryotic Microorganisms Including the Blue-green Algae (Cyanobacteria). In: *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals*. R.R. Brooks (ed). CAB International, Reino Unido. pp: 133-152.
- Bhanoori, M. y G. Venkateswelu. 2000. In vivo chitin-cadmium complexation in cell wall of *Neurospora crassa*. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)* 1523(1): 21-28.

- Bindler, R., M. Bränvall e I. Renberg. 1999. Natural Lead Concentrations in Pristine Boreal Forest Soils and Past Pollution Trends: A Reference for Critical Load Models. *Environmental Science and Technology* 33(19): 3362-3367.
- Blaudez, D., B. Botton y M. Chalot. 2000. Cadmium uptake and subcelular compartmentation in the ectomycorrhizal fungus *Paxillus involutus*. *Microbiology* 146: 1109-1117.
- Borovička, J., Z. Řanda y E. Jelínek. 2006. Gold content of ectomycorrhizal and saprobic macrofungi – An update. *Journal of Physics: Conference Series* 41: 169-173.
- Boroviča, J, Z. Řanda, E. Jelínek, P. Kotrba y C.E. Dunn. 2007. Hyperaccumulation of silver by *Amanita strobiliformis* and related species of the section *Lepidella*. *Mycological Research* 111(11): 1339-1344.
- Bossert, J.E. 1997. An Investigation of Flow Regimes Affecting the Mexico City Region. *Journal of Applied Meteorology* 36: 119-140.
- Bradham, K.D., E.A. Dayton, N.T. Basta, J. Schroder, M. Payton y R.P. Lanno. 2009. Effect of soil properties on lead bioavailability and toxicity to earthworms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(3): 769-775
- Bradl, H.B. 2005. Sources and Origins of Heavy Metals. In: Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation. H.B. Bradl (editor). Elsevier Academic Press, Países Bajos. pp: 1-27.
- Bridge, P.D., B.M. Spooner y P.J. Roberts. 2005. The Impact of Molecular Data in Fungal Systematics. *Advances in Botanical Research* 42: 33-67.
- Brooks, R.R. 1997. Phytochemistry of Hyperaccumulators. In: *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals*. RR. Brooks (ed). CAB International, Gran Bretaña. pp: 15-54.
- Calderón, A. 1986. Contribución al conocimiento de las especies micorrícicas del género *Lycoperdon* en México. Tesis Profesional Facultad de Ciencias, UNAM. 63 pp.
- Carranza, H.D. 2009. Bioacumulación de cadmio en plantas silvestres de la zona de Xochimilco con potencial para fitorremediación. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 70 p.
- Carrera, J.J. y S.J. Gaskin. 2007. The Basin of México aquifer system: regional groundwater level dynamics and database development. *Hydrogeology Journal* 15: 1577-1590.

- Carrillo, A., O. Morton, E. González, H. Rivas, G. Oesler, V. García, E. Hernández, P. Morales y E. Cienfuegos. 2003. Environmental geochemistry of the Guanajuato Mining District, Mexico. *Ore Geology Reviews* 23 (3-4): 277-297.
- Chávez, M.C. 2009. *Vías verdes en el Ajusco: una propuesta para mitigar los efectos de la fragmentación*. Tesis Profesional Facultad de Arquitectura, Universidad Nacional Autónoma de México. 97 p.
- Clemens, S. y C. Simm. 2003. *Schizosaccharomyces pombe* as a model for metal homeostasis in plant cells: the phytochelatin- dependent pathways is the main cadmium detoxification mechanism. *New Phytologist* 159: 323-330.
- Cobbet, C. 2002. Phytochelatins and Metallothioneins: Roles in Heavy Metal Detoxification and Homeostasis. *Annual Review of Plant Biology* 53: 159-182.
- Cocchi, L., L. Vescovi, L.E. Petrini, O. Petrini. 2006. Heavy metals in edible mushrooms in Italy. *Food Chemistry* 98: 277-284.
- Colpaert, J.V. 2008. Heavy Metal Pollution and Genetic Adaptations in Ectomycorrhizal Fungi. In: *Stress in yeasts and filamentous fungi*. S.V. Avery, M. Stratford y P. Van West (editores). Academic Press, Gran Bretaña. pp: 157-173
- Comisión de las Comunidades Europeas (CCE). 2006. Reglamento (CE) N° 1881/2006 de la Comisión por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. Obtenido el 6 de abril de 2010 en: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2006R1881:20090701:ES:PDF>
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2006. *Programa de Conservación y Manejo del Parque Nacional Izta-Popo*. Seprim, México. 39 p.
- Contreras, E., J. Jaimez, T. Henández, J. Añorve y R. Beltrán. 2008. Composición química de cebadas cultivadas bajo diferentes condiciones de labranza en tres localidades del estado de Hidalgo, México. *Bioagro* 20(3): 201-208.
- Davies, B.E. 1995. Lead. In: *Heavy Metals in Soils*. 2da ed. B.J. Alloway (editor). Blackie Academic & Professional, Gran Bretaña. pp: 206-223.
- Dermirbaş, A. 2000. Accumulation of heavy metals in some edible mushrooms from Turkey. *Food Chemistry* 68:415-419.
- Dermirbaş, A. 2002. Metal ion uptake by mushrooms from natural and artificially enriched soils. *Food Chemistry* 78:89-93.
- Devèvre, O., J. Garbaye y B. Botton. 1996. Release of complexing organic acids by rhizosphere fungi as a factor in Norway spruce yellowing in acidic soils. *Mycological Research* 100(11): 1367-1374.

- Diario Oficial de la Federación. 1996. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Diciembre 31. Gobierno Federal, México. 85 p.
- Diario Oficial de la Federación. 2005. Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plomo, selenio, talio y vanadio. Noviembre 11. Gobierno Federal, México, 70 p.
- Dunn, C.E. 1998. Seaweeds as Hyperaccumulators. In: *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals*. R.R. Brooks (ed). CAB International, Reino Unido. pp: 119-132.
- Ellis, M. y P. Ellis. 1990. *Fungi without Gills (Hymenomyces and Gasteromyces): An Identification Handbook*. Chapman and Hall, Gran Bretaña. 329 p.
- Esqueda, M.C. 1999. Contribución al conocimiento taxonómico y ecológico de los Gasteromyces en Sonora, México. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 93 p.
- Falandysz, J., M. Gućia, B. Skwarzec, A. Frankowska y K. Klawikowska. 2002a. Total Mercury in Mushrooms and Underlying Soil Substrate from the Borecka Forest, Northeastern Poland. *Archives of Environmentvval Contamination and Toxicology* 42: 145-154.
- Falandysz, J., K. Lipka, Ml Gućia, M. Kawano, K. Strumnik y K. Kannan. 2002b. Accumulation factors of mercury in mushrooms from Zaborski Landscape Park, Poland. *Environment International* 28: 421-427.
- Falandysz, J., K. Lipka, M. Kawano, A. Brzostowski, M. Dadej, A. Jędrusiak y T. Puzyn. 2003. Mercury Content and Its Bioconcentration Factors in Wild Mushrooms at Łukta and Morąg, Northeastern Poland. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 51:2832-2836.
- Falandysz, J., A. Jędrusiak, K. Lipka, K. Kannan, M. Kawano, M. Gućia, A. Brzostowski, M. Dadej. 2004. Mercury in wild mushrooms and underlying soil substrate from Koszalin, North-central Poland. *Chemosphere* 54: 461-466.
- Fernández, L., N.G. Rojas, T.G. Roldán, M.E. Ramírez, H.G. Zegarra, R. Uribe, R.J. Reyes Ávila, D. Flores y J.M. Arce. 2006. *Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados*. Instituto Nacional de Ecología, México. 180 p.
- Fiedler, S., C. Siebe, A. Herre, B. Roth, S. Cram y K. Stahr. 2008. Contribution of oil industry activities to environmental loads of heavy metals in the Tabasco lowlands, Mexico. *Water, Air, & Soil Pollution* 197(1-4): 35-47.

- Flores, E., M.T. Alarcón, S. González y E. Olguín. 2003. Arsenic Tolerating Plants from Mine Sites and Hot Springs in the Semi Arid Region of Chihuahua, Mexico. *Acta Biotechnologica* 23(2-3): 113-119
- Flores, J. y L.A. Albert. 2004. Environmental Lead in Mexico, 1990-2002. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 181: 37-109
- Florencio, O. y H. García. 1998. *Contribución a la Etnomicología de los Hongos comestibles en Santa Catarina del Monte, Texcoco, Estado de México*. Tesis Profesional División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Chapingo. 89 p.
- Fomina, M.A., I.J. Alexander, J.V. Colpaert y G.M. GDA. 2005. Solubilization of toxic metal minerals and metal tolerance of mycorrhizal fungi. *Soil Biology and Biochemistry* 37(5): 851-866.
- Franco, M.O., M.S. Vásquez, A. Patiño y L. Dendooven. 2010. Heavy metals concentration in plants growing on mine tailings in Central Mexico. *Bioresource Technology* 101(11): 3864-3869.
- Friedel, J.K., T. Langer, C. Siebe y K. Stahr. 2000. Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities In central Mexico. *Biology and Fertility of Soils* 31(5): 414-421.
- Gadd, G.M. 2001. Metal transformations. In: *Fungi in bioremediation*. G.M. Gadd (editor). Cambridge University Press, Gran Bretaña. pp: 359-382
- García, M.A., J. Alonso, M.I. Fernández y M.J. Melgar. 1998. Lead Content in Edible Wild Mushrooms in Northwest Spain as Indicator of Environmental Contamination. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 34: 330-335.
- García, G.G. 2001. Lead exposure in children living in a smelter community in Region Lagunera, Mexico. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 62: 417-429.
- García, M.C., M.A. Ortiz, J.J. Zamorano y Y. Reyes. 2007. Vegetation and landform relationships at Ajusco volcano Mexico, using a geographic information system (GIS). *Forest Ecology and Management* 239: 1-12.
- Gardner, S.C., S.L. Fitzgerald, B. Acosta y L. Méndez-Rodríguez. 2006. Heavy metal accumulation in four species of sea turtles from the Baja California Peninsula. *Biometals* 19(1): 91-99.
- Garza, G. 1996. Uncontrolled air pollution in Mexico City. *Cities* 13(5): 315-328.
- Gast, C.H., E. Jansen, J. Bierling y L. Haanstra. 1988. Heavy metals in mushrooms and their relationship with soil characteristics. *Chemosphere* 17(4): 789-799.

- González, M.S., J.A. Tena, M.T. Alarcón, E. Flores y N. Barajas. 2009. An arsenic-tolerant new species of *Eleocharis* (Cyperaceae) from Chihuahua, Mexico. *Brittonia* 57(2): 150-154.
- Hall, I.R., W. Yun y A. Amicucci. 2003. Cultivation of edible ectomycorrhizal mushrooms. *Trends in Biotechnology* 21(10): 433-438.
- Hernández, M.A. y D. Granados. 2006. El Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl-Zoquiapan y el impacto ecológico-social de su deterioro. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 12(2): 101-109.
- Herrera, T. 1963. Especies de *Lycoperdon* del Valle de México. *Anales del Instituto de Biología de la UNAM* 34: 43-68.
- Herrera, T. 1964. Clasificación, descripción y relaciones ecológicas de los Gasteromycetos del Valle de México. *Anales del Instituto de Biología de la UNAM* 35: 9-43.
- Huerta, L., R. Contreras, S. Palacios, J. Miranda y G. Calva. 2002. Total elemental composition of soils contaminated with wastewater irrigation by combining IBA techniques. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms* 189(1-4): 158-162.
- Huerta, M.A., F. de León, M.L. Lares, A. Chee y A. Siqueiros. 2007. Iron, manganese and trace metal concentrations in seaweeds from the central west coast of the Gulf of California. *Applied Geochemistry* 22(7): 1380-1392.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2009. Cuaderno estadístico de la Zona Metropolitana del Valle de México. Obtenido el 4 de mayo de 2010 en: http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/biblioteca/Default.asp?accion=1&upc=702825001878
- Isildak, Ö. I. Turkecul. M. Elmastas y M. Tuzen. 2004. Analysis of heavy metals in some wild-grown edible mushrooms from the middle black sea region, Turkey. *Food Chemistry* 86: 547-552.
- Iturbe, R., R.M. Flores y L.G. Torres. 2004. Soil and Water Contamination Levels in an Out-of-Service Oil Distribution and Storage Station in Michoacán, Mexico. *Water, Air, & Soil Pollution* 146(1-4): 261-281.
- Jáuregui, E. 1988. Local wind and air pollution interaction in the México basin. *Atmósfera* 1: 131-140.
- Jazcilevich, A., A.R. García, L.G. Ruíz. 2003. A study of air flow patterns affecting pollutant concentrations in the Central Region of México. *Atmospheric Environment* 37: 183-193.

- Jazcilevich, A.D., A.R. García y E. Caetano. 2005. Locally induced surface air confluence by complex terrain and its effects on air pollution in the valley of Mexico. *Atmospheric Environment* 39: 5481-5489.
- Jonathan, M.P., M. Jayaprakash, S. Srinivasalu, P.D. Roy, N. Thangadurai, S Muthuraj y V. Stephen. 2009. Evaluation of acid leachable trace metals in soils around a five centuries old mining district in Hidalgo, Central Mexico. *Water, Air & Soil Pollution* 205(1-4): 227-236.
- Kabata-Pendias, A. y H. Pendias. 2000. *Trace Elements in Soils and Plants*. 3ra ed. CRC Press, EUA. 413 p.
- Kalač, P. y L. Svoboda. 2000. A Review of trace element concentrations in edible mushrooms. *Food Chemistry* 69: 273-281.
- Kansci, G., D.C. Mossebo, A.B. Selatsa y M. Fotso. 2003. Nutrient content of some mushroom species of the genus *Termitomyces* consumed in Cameroon. *Nahrung/Food* 47(3): 213-216.
- Karaca, A. 2004. Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in soil. *Geoderma* 122: 297-303.
- Kidd, P.S., C. Becerra, M. García y C. Monterroso. 2007. Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: el género *Alyssum*. *Ecosistemas* 2: 1697-2473.
- Kurek, E. y M. Majewska. 2004. In vitro remobilization of Cd immobilized by fungal biomass. *Geoderma* 122(2-4): 235-246k
- Lafranco, L., R. Balsamo, E. Martino, S. Perotto y P. Bonfante. 2002. Zinc ions alter morphology and chitin deposition in an ericoid fungus. *European Journal of Histochemistry* 46(4): 341-350
- Lafranco, L., R. Balsamo, E. Martino, P. Bonfante y S. Perotto. 2004. Zinc ions differentially affect chitin synthase gene expression in an ericoid mycorrhizal fungus. *Plant Biosystems* 138(3): 271-277
- Landero, J.A., K. Wrobel, S. Afton, J.A. Caruso, J.F. Gutiérrez y K. Wrobel. 2008. Effect of some heavy metals and soil humic substances on the phytochelatin product in wild plants from silver mine areas of Guanajuato, Mexico. *Chemosphere* 70(11): 1084-2191.
- Landeweert, R., E. Hoffland, R.D. Finlay, T.W. Kuyper y N. Van Breemen. 2001. Linking plants to rocks: ectomycorrhizal fungi mobilize nutrients from minerals. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 248-254

- Leyva, R., M.A. Sánchez, M.V. Hernández y R.M. Guerrero. 2001. Remoción de metales pesados de solución acuosa por medio de clinoptilolitas naturales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 17(3): 129-136.
- Lizárraga, L., M.R. González, M.C. Durán y C. Márquez. 2008a. Geochemical behavior of heavy metals in a Zn-Pb-Cu mining area in the State of Mexico (central Mexico). *Environmental Monitoring and Assessment* 155(1-4): 355-372.
- Lizárraga, L., M.C. Durán y M.R. González. 2008b. Environmental Assessment of an Active Tailings Pile in the State of Mexico (Central Mexico). *Research Journal of Environmental Sciences* 2(3): 197-208.
- Lugo, J. 1984. *Geomorfología del sur de la cuenca de México*. Instituto de Geografía, UNAM, Serie Varia 1(9). 95 p.
- Madhavan, S., K.D. Rosenman y T. Shehata. 1989. Lead in Soil: Recommended Maximum Permissible Levels. *Environmental Research* 49: 136-142.
- Markert, B., G. Kayser, S. Korhammer y J. Oehlmann. 2000. Distribution and effects of trace substances in soils, plants, and animals. In: *Trace Elements – Their Distribution and Effects in the Environment*. B. Markert y K. Friese (editores). Elsevier, Países Bajos. pp. 3-32.
- Marín, L., L. Baeza, O. Zapata y G. Gold. 1997. Trace metals in the American oyster, *Crassostrea virginica* and sediments from the coastal lagoons Mecoacan, Carmen and Machona, Tabasco, Mexico. *Chemosphere* 34(11): 2437-2450.
- Martínez, T., J. Lartigue, P. Ávila, G. Zarazua, S. Tejeda y A. Ramírez. 2001. X-Ray fluorescence analysis of dry deposit samples in Mexico City. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 249(2): 321-326.
- Martínez, T., J. Lartigue, F. Juárez, P. Ávila, C. Márquez, G. Zarazua y S. Tejeda. 2007. $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ratios in dry deposit samples from the Metropolitan Zone of Mexico Valley. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 273(3): 577-582.
- McCreight, J.D y D.B. Schroeder. 1977. Cadmium, Lead and Nickel Content of *Lycoperdon perlatum* Pers. In a roadside Environment. *Environmental Pollution* 13(4): 265-268.
- Méndez, T., L. Rodríguez y S. Palacios. 2000. Impacto del riego con aguas contaminadas, evaluado a través de la presencia de metales pesados en suelos. *TERRA Latinoamericana* 18(4): 277-288.
- Mendil, D. Ö. Doğan-Uluözlü, M. Tüzen, E. Hasdemir y H. Sari. 2005. Trace metal levels in mushroom samples from Ordu, Turkey. *Food Chemistry* 91: 463-467.
- Meza, D., R. Maier, M. de la O, A. Gómez, A. Moreno, J. Rivera, A. Campillo, C.J. Grandlic, R. Anaya y J. Palafox. 2009. The impact of unconfined mine tailings in

- residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico. *Chemosphere* 77: 140-147.
- Miranda, J., T.A. Cahill y J.R. Morales. 1994. Determination of Elemental Concentrations in Atmospheric Aerosols in Mexico City Using Proton Induced X-Ray Emisión, Proton Elastic Scattering, and Laser Absorption. *Atmospheric Environment* 28(14): 2299-2306.
- Miranda, J., A. López, R. Paredes, S. González, O.G. de Lucio, E. Andrade, J.R. Morales y M.J. Ávila. 1998. A study of atmospheric aerosols from five sites in Mexico City using PIXE. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*: 136-138: 970-974.
- Miranda, J., V.A. Barrera, A.A. Espinosa, O.S. Galindo, A. Núñez, R.C. Montesinos, A. Leal y J. Meinguer. 2004. PIXE analysis of atmospheric aerosols from three sites in México City. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B* 219-220: 157-160
- Mireles, A., C. Solís, E. Andrade, M. Lagunas-Solar, C. Piña y R.G. Flocchini. 2004. Heavy metal accumulation in plants and soil irrigated with wastewater from Mexico City. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms* 219-220: 187-190.
- Mora, M.A. y D.W. Anderson. 2004. Selenium, boron, and heavy metals in birds from the Mexicali Valley, Baja California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 52(2): 198-206.
- Moilanen, M, H. Fritze, M. Nieminen, S. Piirainen, J. Issakainen y J. Piispanen. 2006. Does wood ash application increase heavy metal accumulation in forest berries and mushrooms? *Forest Ecology and Management* 226: 153-160.
- Morton, O. 2006. Contenido de Metales Pesados en Suelos Superficiales de la Ciudad de México. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas* 9(1): 45-47.
- Morton, O., E. Hernández, G. González, F. Romero, R. Lozano y L.E. Beramendi. 2009. Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. *Journal of Geochemical Exploration* 101: 218-224.
- National Research Council. 1995. *Mexico City's Water Supply. Improving the Outlook for Sustainability*. National Academy Press, Washington. 256 p.
- Navarro, J.P., I. Aguilar Alonso, J.R. López Moya. 2007. Aspectos Bioquímicos y Genéticos de la Tolerancia y Acumulación de Metales Pesados en Plantas. *Ecosistemas* 2: 1697-2473.
- Nicola, F., G. Maisto y A. Alfani. 2003. Assessment of nutritional status and trace element contamination of olm oak woodlands through analysis of leaves and surrounding soils. *Science of the Total Environment* 311: 191-203.

- Nikkarinen, M., E. Mertanen. 2004. Impact of geological origin on trace element composition of edible mushrooms. *Journal of Food composition and Analysis* 17: 301-310.
- O'Neil, P. 1995. Arsenic. In: *Heavy Metals in Soils*. 2da ed. B.J. Alloway (editor). Blackie Academic & Professional, Gran Bretaña. pp. 105-121.
- Ongley, L., L. Sherman, A. Armienta, A. Concilio y C. Feguson. 2007. Arsenic in the soils of Zimapan, Mexico. *Environmental pollution* 145(3): 793-799.
- Ortega, M.P., B. Xoconostle, I. Maldonado, R. Carrillo, J. Hernández, M. Díaz, M. López, L. Gómez y M.C. González. 2010. Plant and fungal biodiversity from metal mine wastes under remediation at Zimapan, Hidalgo, Mexico. *Environmental Pollution* 158: 1922-1931.
- Paredes, S., J.A. Aguilar y P. Navarro. 2001. Determinación de metales pesados y sales solubles en suelos de cultivo acondicionados con lodos residuales. *Conciencia tecnológica* 16: 4-8.
- Pegler, D.N., T. Læssøe y B.M. Spooner. 1995. *British Puffballs, Earthstars and Stinkhorns*. Royal Botanical Gardens, Kew, Gran Bretaña. 255 p.
- Pócsi, I., R.A. Prade y M.J. Penninckx. 2004. Glutathione, Altruistic Metabolite in Fungi. *Advances in Microbial Physiology* 49: 1-76.
- Pokorny, B., S. A. Sayegh-Petkovšek, C. Ribarič-Lasnik, J. Vrtačnik, D. Z. Doganoc y M. Adamič. 2004. Fungi ingestion as an important factor influencing heavy metal intake in roe deer: evidence from faeces. *Science of the Total Environment* 324: 223-234.
- Ponce de León, C., I. Sommer, S. Cram, F. Murguía, M. Hernández y C. Vanegas. 2010. Metal uptake in a peri-urban *Lactuca sativa* cultivated area. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* 45(1): 111-120
- Qiuxin, W., B.M. Thiers y D.H Pfister. 2004. Preparation, Preservation, and Use of Fungal Specimens in Herbaria. In *Biodiversity of Fungi, Inventory and Monitoring Methods*. G. Mueller, F. Bills y M.S. Foster, (eds.), Elsevier Academic Press, China. pp. 23-36.
- Ramos, R., L.J. Cajuste, D. Flores y N. García. 2001. Metales pesados, sales y sodio en suelos de chinampa en México. *Agrociencia* 35(4): 385-395
- Razo, I., L. Carrizales, J. Castro, F. Díaz y M. Monroy. 2004. Arsenic and Heavy Metal Pollution of Soil, Water and Sediments in a Semi-Arid Climate Mining Area. *Water, Air, & Soil Pollution* 152(1-4): 129-152.

- Reeuwijk, L.P. (ed) 2002. *Procedures for soil Analysis*. International Soil Reference and Information Center, FAO, Países Bajos. 120 p.
- Regvar, M y K. Vogel-Mikuš. 2008. Arbuscular Mycorrhiza in Metal Hyperaccumulating Plants. *Mycorrhiza* 3: 261-280.
- Reyes, I.E., C. Solís, K. Isaac, N.E. García y E. Andrade. 2008. Fractionation análisis of trace metals in humic substances of soils irrigated with wastewater in Central Mexico by particle induced X-ray emission. *Microchemical Journal* 91(1): 129-132.
- Roca, N., M.S. Pazos y J. Bech. 2008. The relationship between WRB soil units and heavy metal content in soils of Catamarca (Argentina). *Journal of Geochemical Exploration* 96: 77-85.
- Rodríguez, M. 1967. Algunas especies del género *Lycoperdon* de la República Mexicana. Tesis Profesional Facultad de Ciencias, UNAM. 27 p.
- Rodríguez, A., I. Sánchez, E.N. Shumilin y D. Sapozhnikov. 2006. Element Concentrations in Some Species of Seaweeds from La Paz Bay and La Paz Lagoon, South-Western Baja California, Mexico. *Journal of Applied Phycology* 18(3-5): 399-408.
- Rodríguez, G., E. Shumilin e I. Sánchez. 2008. Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed *Padina durvillaei* in the coastal zone of the Santa Rosalía mining region, Baja California Peninsula, Mexico. *Journal of Applied Phycology* 21(1): 19-26.
- Rosenstock, N. 2009. Can ectomycorrhizal weathering activity respond to host nutrient demands? *Fungal Biology Reviews*. En prensa Doi:10.1016/j.fbr.2009.11.003
- Rudawska, M. y T. Leski. 2005a. Macro and microelement contents in fruiting bodies of wild mushrooms from the Notecka forest in west-central Poland. *Food Chemistry* 92: 499-506.
- Rudawska, M. y T. Leski. 2005b. Trace elements in fruiting bodies of ectomycorrhizal fungi growing in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands in Poland. *Science of the Total Environment* 339: 103-115.
- Ruelas, J., F. Páez, N. Zamora, F. Amescua y H. Bojórquez. 2008. Mercury in Biota and Superficial Sediments from Coatzacoalcos Estuary, Gulf of Mexico: Distribution and Seasonal Variation. *Water, Air, & Soil Pollution*. 197(1-4): 165-174.
- Sánchez, I., M.A. Huerta, E. Choumiline, O. Holguín y J.A. Zertuche. 2001. Elemental concentrations in different species of seaweeds from Loreto Bay, Baja California Sur, Mexico: implications for the geochemical control of metals in algal tissue. *Environmental Pollution* 114(2): 145-160.

- Say, R., A. Denizli y M. Yakup Anca. 2001. Biosorption of cadmium(II), lead(II) and copper(II) with the filamentous fungus *Phanerochaete chrysosporium*. *Bioresource Technology* 76(1): 67-70
- Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal (SMA GDF). 2002. *Diagnóstico Geológico y Geohidrológico preliminar de la Microcuenca del Río Magdalena*. SMA-GDF, México. 18 p.
- Seeger, R. 1978. Cadmium in Pilzen. *Z Lebensm Unters Forsch* 166: 23-34
- Sesli E. y M. Tüzen. 1999. Levels of trace elements in the fruiting bodies of macrofungi growing in the East Black Sea region of Turkey. *Food Chemistry* 65: 453-460.
- Sesli, E., M. Tuzen y M. Soylak. 2008. Evaluation of trace metal contents of some wild edible mushrooms from black sea region, Turkey. *Journal of Hazardous Materials*: 160 (2-3): 462-467.
- Siebe, C. 1995. Heavy metal availability to plants in soils irrigated with wastewater from Mexico City. *Water Science and Technology* 32(12): 29-34.
- Siebe, C., R. Jahn y K. Stahr. 1996. *Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo*. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, México. 56 p.
- Silke, C., C. Siebe, R. Ortiz y A. Herre. 2004. Mobility and Persistence of Petroleum Hydrocarbons in Peat Soils of Southeastern Mexico. *Soil and Sediment Contamination: an international journal* 13(5): 341-360.
- Siu, Y., G. Mejía, J. Mejía, J. Pohlan y M. Sokolov. 2007. Heavy metals in wet method coffee processing wastewater in Soconusco, Chiapas, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 78(5): 400-404.
- Solís, C., E. Andrade, A. Mireles, I.E. Reyes, N. García, M.C. Lagunas, C.U. Piña y R.G. Flocchini. 2005. Distribution of heavy metals in plants cultivated with wastewater irrigated soils during different periods of time. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms* 241(1-4): 351-355.
- Soylak, M., S. Saraçoğlu, M. Tüzen y D. Mendil. 2005. Determination of trace metals in mushroom sample from Kayseri, Turkey. *Food Chemistry* 92: 649-652.
- Steinnes, E. y A.J. Friedland. 2006. Metal contamination of natural surface soils from long-range atmospheric transport: Existing and missing knowledge. *Environmental Reviews* 14(3): 169-186.
- Svoboda, L., K. Zimmermannová, P. Kalač. 2000. Concentrations of mercury, cadmium, lead and copper in fruiting bodies of edible mushrooms in an emission area of a

- copper smelter and a mercury smelter. *The Science of the Total Environment* 246:61-67.
- Svoboda, L. P. Kalač, J. Špička y D. Janoušková. 2002. Leaching of cadmium, lead and mercury from fresh and differently preserved edible mushroom, *Xerocomus badius*, during soaking and boiling. *Food Chemistry* 79:41-45.
- Svoboda, L., B. Havlíčková y P. Kalač. 2006. Contents of cadmium, mercury and lead in edible mushrooms growing in a historical silver-mining area. *Food chemistry* 96: 580-585.
- Tüzen, M. 2003. Determination of heavy metals in soil, mushroom and plant samples by atomic absorption spectrometry. *Microchemical Journal* 74: 289-297.
- Tüzen, M. E. Sesli y M. Soylak. 2007. Trace element levels of mushroom species from East Black Sea region of Turkey. *Food control* 18: 806-810.
- Ure, A.M. 1995. Methods of analysis for heavy metals in soils. In: *Heavy Metals in Soils* 2a ed. B.J. Alloway (editor). Blackie Academic & Professional, Gran Bretaña. pp. 58-102.
- Van der Perk, M. 2006. *Soil and Water Contamination from molecular to catchment scale*. Taylor & Francis Group, Gran Bretaña. 389 p.
- Vázquez, A., L.J. Cajuste, R. Carrillo, B. Zamudio, E. Álvarez y J.Z. Castellanos. 2005. Límites permisibles de acumulación de cadmio, níquel y plomo en suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo. *Terra Latinoamericana* 23: 447-455.
- Vega, A., E. Amora, E. López, O. Terrón y J.B. Proal. 2007. Toxic effects of zinc on anaerobic microbiota from Zimapán Reservoir (Mexico) *Anaerobe* 13(2): 65-73.
- Vetter, J. 2004. Arsenic content of some edible mushroom species. *European Journal of food Research and Technology* 219: 71-74.
- Vieira, R.H.S.F. y B. Volesky. 2000. Biosorption: a solution to pollution? *International Microbiology* 3: 17-24.
- Weeks, C.A., M. Croasdale, M.A. Osborne. L. Hwitt, P.F. Miller, P. Robb, M.J. Baxter, P.D. Warris y T.G. Knowles. 2006. Multi-element survey of wild edible fungi and blackberries in the UK. *Food Additives and Contaminants* 23(2):140-147.
- Williams, M.D., M.J. Brown, X. Cruz, G. Sosa y G. Streit. 1995. Development and Testing of Meteorology and Air Dispersion Models for Mexico City. *Atmospheric Environment* 29(21): 2929-2960.
- World Reference Base (WRB), IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2006. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.

- Yamaç, M., D. Yildis, C. Sarikürkcü, M. Çelikkollu y M. Halil Solak. 2007. Heavy metals in some edible mushrooms from the Central Anatolia, Turkey. *Food Chemistry* 103: 263-267.
- Yilmaz, F. M. Işiloğlu y M. Merdivan. 2003. Heavy Metal Levels in some Macrofungi. *Turkish Journal of Botany* 27: 45-56.
- Yuan, H., Z. Li, J. Ying y E. Wang. 2007. Cadmium (II) Removal by a Hyperaccumulator Fungus *Phoma* sp. F2 Isolated from Blende Soil. *Current Microbiology* 55(3): 223-227.
- Yun, W. e I.R. Hall. 2004. Edible ectomycorrhizal mushrooms: challenges and achievements. *Canadian Journal of Botany* 82: 1063-1073.
- Zambrano, A., T.H. Nash y M.A. Herrera-Campos. 2002. Lichens and Air Pollution in the Forests Surrounding Mexico City. In: *Urban air pollution and forests: resources at risk in the Mexico City Air Basin*. Ecological Studies 156. M.E. Fenn, L.I. de Bauer y T. Hernández (editores). Springer-Verlag, Alemania. pp: 283-297.

APÉNDICE I. DESCRIPCIÓN DE LOS TIPOS DE SUELO MENCIONADOS

ANDOSOLE: Son suelos negros de paisajes volcánicos, que se caracterizan por tener un epipedón hístico, es decir, un horizonte superficial que consiste de material orgánico del suelo, o bien una capa de 40 ó 50 cm con propiedades ándicas, nombre que recibe el conjunto de minerales de bajo orden estructural asociados a productos de intemperismo de materiales piroclásticos, con alta materia orgánica, color oscuro, estructura esponjosa, textura de migajón limoso o más fina, un alto contenido de aluminio y retención de fosfato. Tienen una excelente capacidad de absorber agua, y son buenos para la agricultura, teniendo cuidado con sus marcadas reacciones con los fosfatos, lo cual hace necesario usar material orgánico, sílice o fertilizantes fosfatados.

CAMBIOSOLE: Son suelos jóvenes y son el segundo grupo más abundante de suelos en el mundo y se caracterizan por tener su material parental ligeramente meteorizado y no tener cantidades apreciables de arcillas iluviales, materia orgánica o compuestos de Al y Fe. Tienen ya sea un horizonte cámbico, es decir, que presenta evidencias de alteración con respecto al material del horizonte anterior, o un horizonte móllico, es decir de color oscuro por la materia orgánica y alta saturación de bases, superior al 50%. Son muy buenos para la agricultura y usualmente son usados de forma intensiva, en particular aquéllos con una alta saturación de bases.

PHAEOZEM: Son suelos ricos en humos, oscuros, con materiales no consolidados, usualmente con una abundante vegetación, frecuentes en praderas, muy útiles para la agricultura, al ser altamente porosos y fértiles. Tienen un horizonte móllico y puede o no tener carbonatos secundarios, presentando sin embargo una alta saturación de bases en el metro superior de suelo.

REGOSILES: Son suelos con materiales de texturas medias y finas, débilmente desarrollados y con material no consolidado de grano fino. No tienen horizontes diagnóstico, al ser de formación joven y tener un desarrollo mínimo del perfil. Suelen encontrarse en áreas de alto intemperismo, donde el suelo se ha erosionado, dejando los materiales parentales cerca de la superficie. Muchos se usan para pastoreo extensivo, aunque en regiones montañosas es preferible dejarlos bajo bosque.

Tomado de WRB (2006)

APÉNDICE II. DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES ENCONTRADAS

Lycoperdon perlatum Pers. 1976



Figura 7 . Cuerpos fructíferos de *L. perlatum*

Cuerpos fructíferos: solitarios o en grupos, con forma globosa a piriforme de 2.5 a 6.5 cm de diámetro y 3 a 6.9 cm de alto, con un color desde crema hasta café olivo, dependiendo del estado de maduración. Exoperidio cubierto con espinas cónicas color café olivo, rodeadas por verrugas, que al caer dejan un característico patrón aereolado que se va perdiendo en el pseudoestípite (figura 7). Gleba café olivo a olivo, con una pseudocolumella y una esporada café olivo. Subgleba presente color café amarillento a café olivo claro.

Basidiosporas: Con forma globosa, finamente ornamentadas con escasos restos de pedicelo, o bien, éstos ausentes. Tamaño de 3-4 (5) μm , color café olivo (figura 8). El capilicio es flexible y de color pardo, con un grosor de 3-7.5 μm con poros muy escasos.

Hábitat: En los suelos de bosques de pino y de coníferas. No se debe confundir con *L. pyriforme*, que crece sobre troncos.

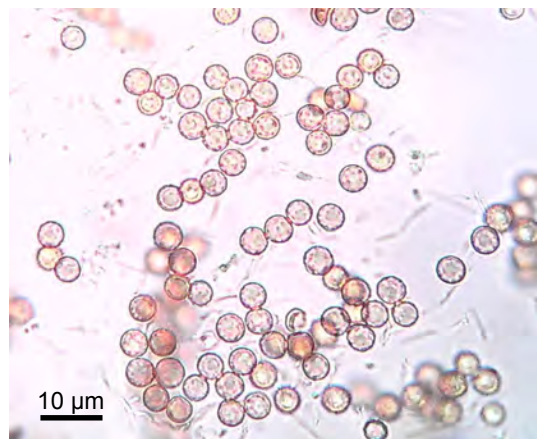


Figura 8 Vista microscópica de las esporas de *L. perlatum*

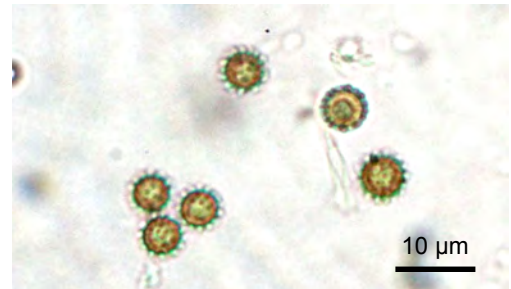
***Lycoperdon umbrinum* Pers. 1801**



Figura 9 . Cuerpo fructífero de *L. umbrinum*

Cuerpos fructíferos: solitarios o en grupos, con forma globosa a piriforme de 2 a 4.5 cm de diámetro y 2 a 5 cm de alto, con un color desde café claro o grisáceo hasta café olivo, dependiendo del estado de maduración. Exoperidio cubierto con espinas del color del peridio o más obscuras sin verrugas ni gránulos (figura 9). Gleba café olivo a olivo, con una pseudocolumella y una esporada café olivo. Subgleba presente color café amarillento a café olivo claro.

Basidiosporas: Con forma globosa, finamente ornamentadas con espinas pedicelo, o bien, éstos ausentes. Tamaño de 3.5-5.5 μm , color olivo (figura 10). El capilicio es flexible y de color pardo, con un grosor de 3-7.5 μm con poros frecuentes.



a

Figura 10. Vista microscópica de las esporas de *L. umbrinum*

Hábitat: En los suelos de bosques de pino y de coníferas.

***Lycoperdon molle* Pers. 1801**



Figura 11 . Cuerpos fructíferos de *L. molle*

Cuerpos fructíferos: solitarios o en grupos, con forma globosa a piriforme de 1.7 a 4.5 cm de diámetro y 1.7-5 cm de alto, con un color desde cremoso hasta café olivo claro, dependiendo del estado de maduración. Exoperidio cubierto con espinas y gránulos del color del peridio que se pueden perder en la maduración (figura 11). Gleba café olivo a olivo, con una pseudocolumella poco conspicua. Subgleba presente color café amarillento a café olivo claro, alveolada.

Basidiosporas: Con forma globosa, con espinas claramente distinguibles al microscopio, que pueden estar mezcladas con restos de pedicelos. Tamaño de 5-6 μm , de pardas a olivo (figura 12). El capilicio es flexible y de color pardo, con un grosor de 4-7 μm con poros frecuentes.

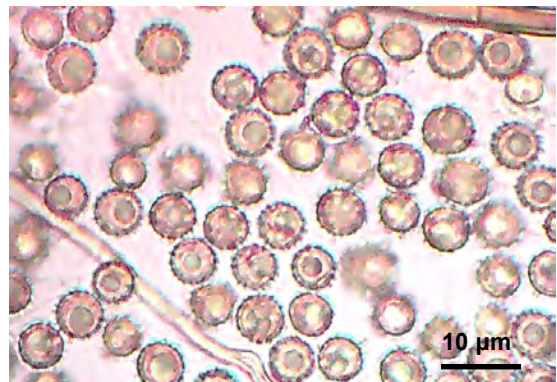


Figura 12 . Vista microscópica de las esporas de *L. molle*

Hábitat: En los suelos de bosques de pino y de coníferas.

APÉNDICE III. TABLAS DE CONCENTRACIONES DE Pb Y Cd OBTENIDAS POR MUESTRA

Cuadro 8. Concentraciones de Pb y Cd en los suelos de las tres localidades. Se señalan valores promedio y desviación estándar

Sitio	Profundidad (cm)	Pb (mg·Kg ⁻¹)	Cd (mg·Kg ⁻¹)
Valle de los Tezontles	0-10	87.0 ± 18.0	0.482 ± 0.0413
	10-20	14.1 ± 1.8	0.227 ± 0.031
Santa Catarina del Monte	0-10	13.2 ± 1.4	0.321 ± 0.0867
	10-20	6.34 ± 0.93	0.241 ± 0.032
Paso de Cortés	0-10	11.6 ± 1.1	0.172 ± 0.0161
	10-20	9.11 ± 0.74	0.149 ± 0.04

**Cuadro 9. Concentraciones de Pb y Cd en los hongos de
Santa Catarina del Monte, Texcoco**

Especie	No. colecta	Pb (mg·Kg ⁻¹)	Cd (mg·Kg ⁻¹)
<i>L. perlatum</i>	113(1)	1.760	0.244
		2.034	0.204
	113(2)	0.202	0.236
		0.207	0.253
<i>L. umbrinum</i>	105	4.253	1.067
	106(1)	2.726	0.349
		5.051	0.339
	106(3)	4.841	0.289
	106(4)	3.448	0.440
	106(5)	3.322	0.438
	106(5)	3.467	0.502
	108(1)	1.897	0.444
1.933		0.481	
<i>L. molle</i>	107(1)	2.415	0.527
		2.181	0.514
	107(2)	9.378	0.348
		11.517	0.316
	107(3)	4.968	0.292
5.044	0.286		

Cuadro 10. Concentraciones de Pb y Cd en los hongos del Valle de los Tezontles, Tlalpan

Especie	No. colecta	Pb (mg·Kg⁻¹)	Cd (mg·Kg⁻¹)
<i>Lycoperdon molle</i>	101	11.792	0.721
		10.391	0.694
<i>L. umbrinum</i>	100(1)	6.678	1.092
	100(2)	7.674	1.101
		9.426	1.828
	100(3)	9.984	2.226
		7.284	0.967
	102(1)	6.893	1.044
		9.349	0.703
	102(2)	9.042	0.650
		8.530	1.124
	102(3)	8.573	
		10.854	1.258
	102(4)	12.803	1.519
		7.261	1.166
	103(1)	7.177	1.204
		5.068	0.691
	103(2)	9.619	0.968
10.654		1.198	
104(1)	5.279	0.821	
	5.694	0.995	
104(2)	1.813	0.769	
	1.910	1.073	

**Cuadro 11 . Concentraciones de Pb y Cd en los hongos de
Paso de Cortés, Amecameca**

Especie	No. colecta	Pb (mg·Kg⁻¹)	Cd (mg·Kg⁻¹)
<i>L. molle</i>	109(1)	1.912	0.356
		2.240	0.379
	109(2)	1.601	0.317
		2.368	0.311
	109(1)	3.950	0.577
		3.820	0.579
<i>L. perlatum</i>	110(1)	2.460	0.257
		2.583	0.258
	110(2)	0.900	0.206
		0.339	0.235
	110(3)	0.889	0.180
		0.933	0.193
	110(4)	0.828	0.198
		0.793	0.186
	110(5)	0.714	0.250
		0.714	0.237
	110(6)	0.559	0.169
		0.559	0.200
	110(7)	1.128	0.195
		1.117	0.351
	110(8)	0.702	0.202
		0.723	0.221
	110(9)	1.226	0.262
		1.076	0.238
	110(10)	1.155	0.200
	110(11)	1.995	0.390
1.894		0.390	
110(12)	0.424	0.180	
	0.381	0.149	
112(1)	1.808	0.265	
	1.708	0.299	
112(2)	3.384	0.534	
	3.212	0.545	
112(2)	2.524	0.399	
	2.953	0.454	