



**Universidad Nacional
Autónoma de México**
Facultad de Estudios Superiores
Zaragoza



**Cuantificación de metales pesados en esporomas de
ectomicorrizas en el Parque Nacional Izta-Popo**

T E S I S

Que para obtener el título de

B I Ó L O G O

Presenta:

Espinosa Cortés Pedro

Directora de Tesis

Biól. Maricela Arteaga Mejía

Asesor

M. en C. Armando Cervantes Sandoval

MÉXICO D.F

SEPTIEMBRE 2013

A mi padre Pedro Espinosa, hombre sencillo e inteligente, quien con su gran filosofía de vida me enseñó que las obras de mayor trascendencia son las que se hacen con amor y que esta vida es tan corta que hay que disfrutarla día a día. Y a mi madre Teresa Cortés, mujer incansable y trabajadora, quien con su infinito amor y paciencia me ha dado las fuerzas para seguir adelante.

A mis hermanos Marcos y Héctor quienes han hecho que crecer fuera tan maravilloso y quienes han sido mi motivación. A mis sobrinos Uriel y Nancy quienes llegaron como una bendición.

A mi novia y ahora esposa Goretti quien llegó a mi vida para llenarla de felicidad y quien ahora es la persona más importante.

A los viejos amigos que han pasado a formar parte de mi familia y con los que he vivido experiencias buenas y otras no tanto.

A los amigos que conocí en la carrera, sobre todo jugado ese gran deporte llamado “Rugby”, con quienes aprendí lo que es el trabajo en equipo y a luchar con todas tus fuerzas por los tuyos.

† A mi maestra María de Jesús Sánchez Colín quien fue el mejor ejemplo de como quiero ser en mi vida profesional, me enseñó el amor a esta forma de vida, a ser biólogo.

Agradecimientos

† M. en C. María de Jesús Sánchez Colín quien jamás me dejó solo, me dejó a cargo de grandes personas que hicieron hasta lo imposible por que saliera adelante.

Biól. Maricela Arteaga Mejía por su ayuda en la parte experimental y teórica. Y por aceptarme como alumno aun sin conocerme.

M. en C. Patricia Rivera García por su ayuda en la redacción de este trabajo. Y por la paciencia que me tubo para lograrlo.

Biól. Elvia García Santos por sus palabras en los momentos más difíciles, por su apoyo y por estar al pendiente en todo momento. Gracias por esos regaños que más que molestarme, me alentaban a apurarme.

M. en C. Armando Cervantes Sandoval por sus concejos no solo en ámbito profesional, sino para la vida.

ÍNDICE GENERAL

	PÁGINA
AGRADECIMIENTOS	
ÍNDICE GENERAL	i
ÍNDICE DE FIGURAS	iv
ÍNDICE DE CUADROS	v
RESUMEN	1
INTRODUCCIÓN	3
OBJETIVOS	6
JUSTIFICACIÓN	7
HIPÓTESIS	8
Capítulo 1. Metales pesados	9
1.1. Origen de la contaminación por metales pesados	9
1.2. Características generales del Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Co y Fe	11
1.2.1. Cd	12
1.2.2. Pb	12
1.2.3. Cu	13
1.2.4. Zn	14
1.2.5. Ni	14
1.2.6. Co	15
1.2.7. Fe	15
1.3. Toxicidad de los metales pesados	16
1.4. Factores ambientales que afectan su disponibilidad	18
1.5. Técnicas para la cuantificación de metales pesados	19
1.5.1. Espectrofotometría de absorción atómica	20
1.6 Niveles críticos de concentración de metales pesados y valores de referencia internacionales.	21

1.7 Límites permisibles para la concentración de metales pesados en México	23
Capítulo 2. Remediación de suelos	24
2.1 Biorremediación y fitorremediación	24
2.2 Contribución de los microorganismos en la fitorremediación de suelos	26
Capítulo 3. Micorrizas	28
3.1 Generalidades de las ectomicorrizas	29
3.2 Importancia ecológica y sociocultural de las ectomicorrizas	31
3.3 Contribución de las ectomicorrizas en la remediación de suelos contaminados por metales pesados	32
Zona de Estudio: Parque Nacional Izta-Popo	35
Clima	36
Vegetación	36
Fauna	37
Geología	37
Edafología	38
Cercanía con la mancha urbana	39
Importancia de los hongos en la zona	40
Capítulo 5. Método	41
Trabajo de campo	41
Descripción de la zona de muestreo y obtención de material biológico	41
Recolección e identificación de esporomas de ectomicorrizas	43
Colecta de muestras de suelo	43
Trabajo de laboratorio	43
Tratamiento de las muestras de suelo recolectado	43
Determinación de las características físicas y químicas del suelo	44
Tratamiento de esporomas colectados	45
Análisis por Espectrofotometría de absorción atómica	45
Preparación de las muestras para la determinación de metales pesados en esporomas y suelo	45
Preparación de las curvas patrón	46
Análisis de las muestras	46
Cálculo de la concentración de metales pesados.	47

Capítulo 6. Resultados, Análisis y Conclusiones	48
Visita a los mercados	48
Propiedades físicas y químicas del suelo	52
Concentración de metales pesados detectadas en los esporomas colectados y en el suelo de los sitios de muestreo	54
Concentraciones representativas	59
Plomo	59
Cadmio	60
Zinc	61
Cobre	62
Cobalto	63
Níquel	64
Hierro	65
Comparación de la concentración de metales pesados en el suelo con las normas y valores de referencia internacionales	67
Toxicidad de los esporomas comestibles colectados	68
Conclusiones	70
Bibliografía	71

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA		PÁGINA
1	Reproducción de las ectomicorrizas, formación y estructuras del esporoma.	30
2	Diferencia entre Asca y Basidio.	31
3	Ubicación de los puntos de muestreo. Mapa del Parque Nacional Izta-Popo.	35
4	Columna estratigráfica simplificada del volcán Popocatepetl que muestra los depósitos de material geológico en los últimos cinco mil años.	38
5	Comerciantes de esporomas comestibles colectados en el Parque Nacional Izta-Popo. Mercado de Amecameca (izquierda), Mercado de Ozumba (derecha).	41
6	Diagrama del equilibrio dinámico que ocurre en el suelo	58
7	Principales concentraciones de plomo en el suelo y los esporomas colectados en el Parque Nacional Izta-Popo	59
8	Principales concentraciones de cadmio en el suelo y los esporomas colectados en el Parque Nacional Izta-Popo	60
9	Principales concentraciones de zinc en el suelo y los esporomas colectados en el Parque Nacional Izta-Popo	61
10	Principales concentraciones de cobre en el suelo y los esporomas colectados en el Parque Nacional Izta-Popo	62
11	Principales concentraciones de cobalto en el suelo y los esporomas colectados en el Parque Nacional Izta-Popo	63
12	Principales concentraciones de níquel en el suelo y los esporomas colectados en el Parque Nacional Izta-Popo	64
13	Principales concentraciones de hierro en suelo colectado en el Parque Nacional Izta-Popo	65
14	Principales concentraciones de hierro en esporomas colectados en el Parque Nacional Izta-Popo	66

ÍNDICE DE CUADROS

CUADRO		PÁGINA
1	Concentraciones de metales pesados y sus variaciones en suelos, litosfera, y rocas (mg kg^{-1}).	10
2	Características físicas, químicas y organismos que presentan función biológica (A animales, P plantas y H humanos) los metales Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Co, Fe.	11
3	Criterios nacionales e internacionales de concentración de metales pesados (mg kg^{-1}) para establecer si un suelo esta contaminado o no, según su uso.	22
4	Ingesta diaria, toxicidad y dosis letal media y limites permisibles en México de Pb, Cd, Zn, Cu, Ni y Fe.	23
5	Agrupación de los hongos ectomicorrizicos.	30
6	Georreferencias de los sitios de muestreo.	42
7	Métodos empleados para la determinación de las características físicas y químicas según lo recomendado por la NOM-021-RECNAT-2000 y Jackson, 1964.	44
8	Condiciones de lectura de los metales cuantificados según lo especificado por el fabricante del Espectrofotómetro de Absorción Atómica modelo Varian AA-1475.	46
9	Especies de esporoma adquiridas a vendedores en los mercados de Amecameca y Ozumba.	48
9	Continuación.	49

10	Sitios de muestreo y especies de esporomas colectados.	50
10	Continuación	51
10	Continuación	52
11	Propiedades físicas y químicas del suelo de los puntos de muestreo. Análisis realizado según lo establecido por la NOM-021-RECNAT-2000.	53
11	Continuación	54
12	Concentración promedio de metales pesados detectada en esporomas colectados en el Parque nacional Izta-Popo.	55
13	Concentración promedio de metales pesados detectada en el suelo de los siete sitios de muestro en el Parque Nacional Izta-Popo.	56
14	Comparación entre las concentraciones detectadas en el parque nacional Izta-Popo y el promedio de valores de referencia internacionales.	67
15	Comparación de las concentraciones máximas de metales pesados detectadas en los esporomas colectados y los criterios de toxicidad establecidos. Jiménez, 2001; ESTRUCPLAN, 2002; NOM-130-SSA1-1995.	69

Resumen

Uno de los problemas que afectan la funcionalidad de los ecosistemas terrestres es la contaminación del suelo por metales pesados, ya que entran en la cadena trófica, se acumulan en los organismos y resultan tóxicos para ellos. Sin embargo, en los ecosistemas hay mecanismos de biorremediación que actúan sobre los metales pesados absorbiéndolos, modificándolos químicamente o ayudando a que la vegetación se establezca en sitios contaminados. Dentro de estos mecanismos está la simbiosis ectomicorrízica.

Con base en ello, se realizó un estudio de la concentración de plomo (Pb), cadmio (Cd), zinc (Zn), cobre (Cu), cobalto (Co), níquel (Ni) y hierro (Fe) en esporomas de trece especies de hongos ectomicorrízicos del Parque Nacional Izta-Popo, los cuales fueron identificados en el Laboratorio de Biología de suelos de la FES Zaragoza y son: *Laccaria laccata*, *Helvela lacunosa*, *Amanita cesarea*, *Cantarellus cibarius*, *Lactarius deliciosus*, *Ramaria sp.*, *Amanita muscaria*, *Bolletus edulis*, *Russula cyanoxantha*, *Russula turci*, *Coltricia perennis*, *Agaricus augustus* y *Phaecillybia sp.*

Se analizó su capacidad de bioacumulación de metales pesados, así como los parámetros del suelo que influyen en ésta. Para ello, las muestras biológicas se deshidrataron, maceraron y se sometieron a un tratamiento di-ácido ($\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$) necesario para realizar el análisis en el espectrofotómetro de absorción atómica. Con respecto al suelo, se recolectó una muestra compuesta usando el método del cuarteo, sobre todo en los sitios donde se colectaron los esporomas, con el fin de determinar las propiedades físicas y químicas.

Los resultados de los suelos mostraron concentraciones máximas de Pb de $0.1333 \text{ mg kg}^{-1}$, Cd con $0.0333 \text{ mg kg}^{-1}$, Zn con $0.07142 \text{ mg kg}^{-1}$, Cu con $0.2571 \text{ mg kg}^{-1}$, Ni con 0.2 mg kg^{-1} , Fe con 8.16 mg kg^{-1} . Con respecto a la concentración de Co, no fue detectado en el sitio de muestreo. Los resultados indican que los metales cuantificados en suelo no rebasan los límites críticos de concentración ni los valores de referencia internacionales.

Por otro lado, las concentraciones detectadas en los esporomas no rebasan los límites establecidos en la Norma Oficial Mexicana (NOM-130-SSA1-1995), tampoco las dosis tóxicas, ni las letales medias; por lo que al no rebasar las concentraciones máximas permitidas no se consideran tóxicos.

De los análisis espectrofotométricos de los esporomas se concluye que estos no absorben ni acumulan Pb; el Cd se presentó en *Helvela lacunosa* con $0.0666 \text{ mg kg}^{-1}$ y en *Laccaria laccata*, *Lactarius deliciosus*, *Ramaria sp.*, con $0.0333 \text{ mg kg}^{-1}$; con respecto a Zn y Cu, en la mayoría de esporomas se absorben y acumulan; el Zn se encontró en *Agaricus augustus* un valor máximo de $0.6641 \text{ mg kg}^{-1}$, mientras que Cu se presentó la mayor concentración en la especie *Ramaria sp* ($0.6143 \text{ mg kg}^{-1}$) y la menor en *Lactarius deliciosus* ($0.2571 \text{ mg kg}^{-1}$). Con respecto a Ni, se presentó en concentraciones similares tanto en suelo como en esporoma (de 0.0666 a 0.2 mg kg^{-1}), mientras que el Co se detectó en *Cantarellus cibarius*, *Lactarius deliciosus* y *Laccaria laccata* en concentraciones de 0.04 mg kg^{-1} . El Fe en *Agaricus augustus* registró una concentración de $0.7333 \text{ mg kg}^{-1}$ y *Laccaria laccata* con 1.40 mg kg^{-1} .

Introducción

El Parque Nacional Izta-Popo, se considera una de las últimas zonas boscosas conservadas en el centro del país y se ve afectada directa o indirectamente por la actividad antropogénica, entre las que se encuentran la tala de árboles, el ecoturismo, la acumulación de basura, así como la contaminación ambiental proveniente de las ciudades cercanas, lo que ha ocasionado una disfuncionalidad en el sistema (CONANP, 2012).

Uno de los contaminantes más comunes en aire y suelo son los metales pesados. Aunque se encuentran de manera natural en el suelo, estos tienden a acumularse, es entonces cuando se vuelven un problema de contaminación.

El rápido crecimiento de la mancha urbana y sus emisiones atmosféricas, así como las volcánicas, la erosión de las rocas, el origen del suelo y otros procesos naturales, son fuente de metales pesados (Bradl, 2005; García y Pineiro 2003). Cuando un suelo está contaminado se ve afectado el ecosistema nativo de la zona y la vegetación es la primera en sufrir estos cambios. Sin embargo, existen mecanismos de adaptación o tolerancia a la presencia de metales pesados propios de las plantas que son moleculares o estructurales en cada especie, por otro lado, están los mecanismos simbióticos entre los que se encuentran las micorrizas.

Una de las asociaciones micorrízicas más comunes en los bosques son las ectomicorrizas, que son la simbiosis de hongos con la raíz de los árboles. En ella, la raíz del árbol provee de sustancias orgánicas al hongo, de las cuales se alimentan; el hongo por su parte, hace más disponibles los nutrientes del suelo, además de que protege al árbol de contaminantes y patógenos (Harley y Smith, 1983; Kaul, 2002).

Existe evidencia de que los organismos presentes en la rizósfera participan en procesos de bioabsorción y bioacumulación, ya sea acumulando contaminantes, estabilizándolos en la rizósfera o haciéndolos menos tóxicos para las plantas, lo que permite su establecimiento y tolerancia.

A nivel internacional y en México el estudio de este tipo de asociaciones es escaso, los estudios se centran principalmente en temas de diversidad y toxicidad, sin embargo, un estudio de las relaciones suelo hongo constituiría una fuente importante de datos útiles para el mejoramiento y recuperación de ecosistemas boscosos.

Tal es el caso del trabajo de Mortvedt (1991) que describe la química de los metales y reportan que los exudados de los organismos presentes en la rizósfera influyen en la movilidad de los metales, cambiando el medio en el que se encuentran y haciéndolos más o menos disponibles, solubles o insolubles y móviles o no.

Kabata y Pendias (2000) reportan las relación entre la absorción de metales por hortalizas y las propiedades del suelo como el pH, indicando que, metales como Pb, Cd, Ni y Zn son más disponibles a pH ácidos.

Por su parte Alonso y col., en el 2006 reportaron la concentración de metales pesados en esporomas de hongos ectomicorrizicos comestibles en España con el fin de proporcionar información sobre la posible toxicidad de los esporomas.

Por otro lado el uso de ectomicorrizas en la reforestación fue analizado por Morcillo y Sánchez (2000) quienes describen sus características benéficas, además de incluir un apartado en el que se habla del cultivo de ectomicorrizas comestibles.

En México han abordado el tema del cultivo de ectomicorrizas Pérez y Cerrato (1993), quienes estudiaron la diversidad, abundancia e importancia cultural de las ectomicorrizas, por otro lado, Pérez y col., 2010 hacen una descripción de las características de los microhábitats y las especies que se desarrollan, así como la importancia socio cultural.

Sin embargo, ninguno analiza la interacción que ocurre entre las propiedades del suelo y la dinámica de los metales. Lo cual brindaría datos útiles para establecer propuestas de biorremediación funcionales.

Por lo anteriormente expuesto, en este trabajo se mostró la capacidad de bioacumular metales pesados del suelo por parte de las ectomicorrizas y como esta capacidad se asocia con algunas propiedades físicas y químicas de suelo, como pH, concentración de materia orgánica, CIC y la concentración de arcilla. A partir de los resultados, las ectomicorrizas

estudiadas se pueden considerar organismos que bioacumulan Zn, Cu, Ni y Fe en esporomas, debido a que se detectaron concentraciones similares o superiores a las del suelo. Por otro lado no son bioacumuladoras de Pb y Cd ya que no hubo presencia de estos metales, esto se puede deber, entre otras condiciones, a que las ectomicorrizas poseen mecanismos con los cuales impiden la absorción de estos metales no esenciales.

Las ectomicorrizas estudiadas bioacumulan nutrimentos y metales pesados como Zn, Cu, Ni y Fe que son necesarios para su desarrollo. Sin embargo, las concentraciones de metales detectados en los esporomas y en el suelo no rebasan los límites permisibles establecidos en México en la NOM-130-SSA1-1995 y la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, ni los valores internacionales de referencia.

El trabajo inicia con una breve introducción, los objetivos, el por qué se realizó el trabajo así como la hipótesis. Posteriormente el marco teórico que se integra con los siguientes capítulos:

Capítulo 1: Se aborda el tema de los metales pesados como contaminantes en el suelo, su origen, propiedades químicas y toxicidad, así como las técnicas para cuantificarlos. Posteriormente se mencionan algunos de los niveles máximos de concentración de metales pesados que pueden presentar los suelos y alimentos según normas y criterios.

Capítulo 2: Se describe que es la remediación, las principales formas de realizarla (biorremediación y fitoremediación) y la intervención de los microorganismos en estos procesos.

Capítulo 3: Este capítulo define que son las micorrizas y sus características generales, enfocándose en las ectomicorrizas y su importancia ecológica y como contribuyen en la remediación y restauración de suelos contaminados.

Posteriormente se describe la zona de estudio, sus características climáticas, edafológicas, la flora y fauna así como la importancia de las ectomicorrizas en la zona. Se hace una descripción del método y los materiales utilizados en este trabajo.

Enseguida se muestran los resultados, su análisis y al final se presentan las conclusiones del trabajo.

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar la concentración de metales pesados en esporomas de ectomicorrizas y las propiedades físicas y químicas del suelo en el Parque Nacional Izta-Popo; buscando las posibles relaciones causales que indiquen la capacidad bioacumuladora de los esporomas.

Objetivos Particulares

- Identificar esporomas de ectomicorrizas recolectados en el Parque Nacional Izta-Popo.
- Cuantificar la concentración de metales pesados en los esporomas y el suelo donde se desarrollan, mediante espectrofotometría de absorción atómica.
- Determinar las características físicas y químicas del suelo de los sitios de colecta.
- Comparar la concentración de metales pesados con criterios nacionales e internacionales.
- Analizar la relación entre las características físicas y químicas del suelo, especialmente la concentración de metales pesados en el suelo y su presencia en los esporomas colectados, buscando posibles relaciones causales que indiquen la capacidad bioacumuladora de los esporomas.

JUSTIFICACIÓN

La contaminación por metales pesados es en la actualidad un problema que afecta a una gran cantidad de ecosistemas, principalmente los que son producto de las actividades industriales y agrícolas. Además de la contaminación directa, estas actividades emiten contaminantes a la atmosfera o se lixivian al manto freático en donde pueden viajar grandes distancias y depositarse en otras partes del ecosistema.

La presencia de metales pesados puede impedir el establecimiento vegetal nativo, afectar directamente a la vegetación, o acumularse en los organismos volviéndose cada vez más tóxicos conforme avanzan en la red trófica.

En los bosques, los árboles desarrollan simbiosis ectomicorrízicas, las cuales pueden actuar sobre los metales pesados impidiendo el ingreso a la raíz, modificando su especie química haciéndolos más disponibles y menos tóxicos, acumulándolos en ciertas estructuras. Sin embargo, la cantidad de información sobre el tema es escasa y la mayoría de esta se elaboró bajo condiciones de laboratorio y parámetros controlados.

Por ello es necesario generar información sobre el comportamiento de las ectomicorrizas en ecosistemas naturales, verificar la relación que existe entre las condiciones del suelo y su capacidad de extraer metales pesados así como analizar que especies son capaces de bioacumularlos.

HIPÓTESIS

Las ectomicorrizas bioacumulan metales pesados del suelo y son el pH, concentración de materia orgánica, CIC y cantidad de arcilla son los parámetros que más influyen en este proceso.

Capítulo 1

Metales pesados

Se considera metal pesado al elemento que tiene una densidad igual o superior a 5 g cm^{-3} , o cuyo número atómico es superior a 20. Junto a estos metales hay otros elementos químicos como arsénico, boro, bario y selenio que se engloban en ellos por presentar orígenes y comportamientos asociados (Kabata y Pendias, 1992).

Dentro de los metales pesados hay dos grupos:

- Oligoelementos o micronutrientes, que son los requeridos en pequeñas cantidades, o cantidades traza por plantas, animales y humanos, estos son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital, sin embargo, a una mayor concentración pueden resultar tóxicos. Dentro de este grupo se encuentran: As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se, Fe y Zn.
- Metales pesados sin función biológica conocida, cuya presencia en seres vivos conlleva disfunciones. Resultan altamente tóxicos en bajas concentraciones y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos. Son principalmente: Hg, Cd, Pb, Sb, Bi, As, Li, Rb.

De los 50 elementos que se pueden clasificar como metales pesados, solamente nueve se consideran muy tóxicos para los seres humanos y en general para la biota; en orden decreciente de toxicidad son: Hg>Ag>Cu>Cd>Zn>Pb>Cr>Ni>Co (Florence y Battley, 1977).

1.1 Origen de la contaminación por metales pesados.

La concentración de metales pesados en el medio ambiente puede tener dos orígenes:

- Antropogénicos
- Natural

De forma antropogénica, los metales pesados se emplean en una gran variedad de productos industriales, a lo largo del tiempo se depositan como desechos. Las principales fuentes son las actividades agrícolas, donde el fertilizante, estiércol animal, y pesticidas contienen metales pesados; en las actividades metalúrgicas, como minería, fundidoras, terminados metalúrgicos, y otros; producción de energía y transportación; producción microelectrónica; y finalmente depósitos de desechos industriales. Los metales pesados pueden ser liberados dentro del ambiente como gases, partículas, líquido o en formas sólidas y emanadas de diferentes fuentes a la vez (Bradl, 2005).

De manera natural los metales pesados están presentes como parte de la estructura de los minerales formadores de yacimientos y rocas de la corteza terrestre y algunos forman parte de los seres vivos (García y Pineiro, 2003). La concentración en suelos, debería ser únicamente función de la composición del material original y de los procesos edafogénicos que dan lugar al suelo, pero también se puede deber a la actividad volcánica, las tormentas de arena en los desiertos, las tolvaneras en lugares propensos a la erosión, evaporación de aguas de superficie naturales, incendios forestales de bosques, erosión de los suelos, descomposición de la materia orgánica debido a la acción de bacterias, entre otras (Cyrus y col., 2003; Chandra y col., 2006). Su presencia en la corteza terrestre es inferior al 0.1% y casi siempre menor al 0.01%.

Cuadro 1. Concentraciones de metales pesados (mg kg^{-1}) y sus variaciones en suelos, litosfera y rocas. Modificado de Iskandar, 2001; Aubert y Pinta, 1977; Mortvedt, 1991.

Metal	Suelos	Litosfera	Rocas			
			Ígneas	Básicas	Areniscas	Arcillas
Cd	0.01-0.70	0.18	0.13	-	-	0.3
Pb	2-200	16	16	5-10	10-40	20
Cu	20	2-100	70	5-20	10-40	30-150
Zn	10-300	80	80	4-20	2-20	50-3000
Ni	20-30	100	150	-	-	-
Co	0.05-200	0.05-30	10	-	-	-
Fe	1-10%	5.6%	-	-	-	-

1.2 Características generales del Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Co, Fe.

Los metales pesados están presentes en relativamente bajas concentraciones ($< \text{mg.kg}^{-1}$) en la corteza terrestre, el suelo y las plantas. En ocasiones, estas concentraciones pueden llegar a ser tóxicas debido a su acumulación. Tal es el caso de Cd y el Pb, los cuales no tienen una función esencial en los organismos, sin embargo, el ingreso de estos a las plantas y animales es relativamente fácil mientras su excreción es muy lenta por lo que se acumulan y se vuelven tóxicos. El Zn y el Cu son elementos esenciales para el funcionamiento de los organismos, aunque, también se acumulan y es aquí donde se convierte en un problema. En cuanto Ni y el Co, se ha detectado que son esenciales para ciertos organismos, principalmente microorganismos. Por su parte, el Fe es uno de los metales más abundantes en la corteza terrestre, por lo que es muy común encontrarlo en el suelo y es un elemento esencial para los organismos, se le puede encontrar en la sangre de los mamíferos (Galan y Romero, 2008). Algunas de las características que estos metales se muestran en el cuadro 2.

Cuadro 2. Características físicas, químicas y organismos donde presentan función biológica Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Co, Fe. Elaborado a partir de Marín, 2008 y Rueda, 2011. (A animales, P plantas y H humanos).

	Número atómico	Masa atómica ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$)	Densidad relativa ($\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$)	Función biológica
Cd	48	112.41	8.65	Sin función
Pb	82	207.2	11.4	Sin función
Cu	29	63.39	8.96	A, P, H
Zn	30	65.39	7.133	A, P, H
Ni	28	58.71	8.9	A, P, H
Co	27	58.97	8.9	H
Fe	26	55.847	7.86	A, H

1.2.1 Cadmio (Cd)

Elemento dúctil, color blanco argentino con un ligero matiz azulado. Es más blando y maleable que el zinc, pero poco más duro que el estaño, ocupa el lugar 67 en abundancia elemental. No tiene función biológica esencial y es altamente tóxico para plantas y animales. Los alimentos son la principal vía por la cual el Cd entra al organismo, pero fumar tabaco y tener ocupaciones expuestas a Óxido de Cadmio (CdO) son también las causas de acumulación.

El Cd inhibe la fotosíntesis y la fijación de CO₂ en las plantas. Este elemento puede afectar directamente al ciclo de Calvin, a la concentración y composición de pigmentos, e inhibir la actividad de los fotosistemas, la fotofosforilación y el transporte de electrones (Alloway, 1995; Earnshaw, 1997).

El cadmio es considerado uno de los elementos más peligrosos para la alimentación humana, particularmente por su carácter acumulativo. La FAO/WHO admite un máximo tolerable de 400 a 500 µg/ semana. Una vez absorbido se combina con las metalotioneínas y se acumula en riñones, hígado y órganos reproductores. A nivel molecular el cadmio es un conocido bloqueador del calcio en la membrana plasmática. En general, se sabe que desplaza al calcio y al zinc en determinadas proteínas, además de causar estrés oxidativo. El resultado de todo ello es un daño severo en el ADN y en los lípidos. Las enfermedades más comunes producidas por el cadmio son: la bronquitis, enfisema, nefrotoxicidad, infertilidad, cáncer de próstata, alteraciones neurológicas, hipertensión, enfermedades vasculares y óseas (Navarro y col., 2007).

1.2.2 Plomo (Pb)

Metal de color gris, dúctil, que se puede sedimentar, acumular y producir efectos tóxicos considerables en los seres vivos. En ciertas concentraciones puede afectar al hombre produciéndole trastornos y deficiencias graves.

La solubilidad de las sales de plomo aumenta al bajar el pH. En esta condición, es más disponible para las plantas en suelos ácidos, por lo que es menos probable que precipite. En los suelos forestales, el plomo se concentra en el humus o en la fracción orgánica al ser extraído lentamente por las raíces y ser transportado hacia las hojas, que, a su vez, caen en especies de hoja caduca y acumulan el metal en la superficie del suelo (Seoanez, 1999).

Los animales pueden absorber plomo por inhalación o ingestión. Si la absorción es lenta, la excreción lo es aún más, de manera que el plomo tiende a acumularse. La anemia es el primer síntoma de envenenamiento crónico, dado que interfiere en la síntesis del grupo hemo, reflejándose en síntomas tales como náuseas, vómitos y dolores abdominales. Más grave es la degeneración del tejido en el sistema nervioso central. El Pb suele aprovechar la metabolización del Ca para sustituirlo y dañar la célula (Navarro y col., 2007).

Los efectos tóxicos del Pb en el hombre se manifiestan como una disfunción en la producción de la hematina en el sistema nervioso central y en el sistema renal. Inhibe varias enzimas cruciales en la síntesis del hemo (nombre común de la mioglobinas, algunas peroxidasa, catalasas y citocromos). Los sitios de bioacumulación de Pb en el ser humano son: huesos, riñones e hígado (Quiñones, 2008).

1.2.3 Cobre (Cu)

Es un metal dúctil y un buen conductor de calor y electricidad. Los niveles de Cu presentan un origen natural a través del material parental. Es un elemento traza necesario para la dieta humana y para el metabolismo de las plantas. Esencialmente no tóxico en forma elemental (Hawley, 1993). El cuerpo de un adulto humano contiene aproximadamente 100 mg de Cu; distribuidas en hígado, riñón, corazón y cerebro. Su función esencial radica en su actividad en metaloenzimas que involucran diversas trayectorias bioquímicas. Los iones cobre se utilizan como cofactores catalíticos importantes en las reacciones oxidación – reducción de las proteínas que llevan a cabo funciones biológicas fundamentales.

Las propiedades redox de cobre, tales como las transiciones entre el Cu (II) y el Cu (I), pueden generar especies oxígeno reactivas como los radicales superóxido e hidróxido, y dañar componentes celulares susceptibles.

1.2.4 Zinc (Zn)

Metal soluble en ácido pero insoluble en agua (Seoanez, 1999). Maleable, dúctil y de color gris. Se dice que hay 5.1×10^{20} átomos de Zn en el cuerpo de un recién nacido. Un adulto contiene aproximadamente 1.5 – 3.0 g, los mayores niveles de concentración se encuentran en el hígado y en los huesos y hay evidencia de presencia de Zn en la sangre, no toma parte en reacciones redox. Se coordina con donadores de N y O. Hoy se conocen más de 300 enzimas dependientes de zinc. Como por ejemplo, la alcohol-dehidrogenasa, enzima que representa la defensa primaria contra la intoxicación por alcohol.

La deficiencia de Zn se caracteriza por retraso del crecimiento y enanismo, anorexia, lesiones de la piel paraquertoticas, diarrea y daño en la función cognitiva. Se considera además que el Zn incrementa el riesgo a la osteoporosis. Ingestas elevadas de zinc, que se presentan debido al uso inadecuado de suplementos de zinc, interfieren con el metabolismo de cobre (Quiñones, 2008). La absorción del Zn se inhibe por otros elementos tales como Ca, Cd, y Cu.

1.2.5 Níquel (Ni)

Es un metal duro, maleable y dúctil. Es bastante abundante, constituye cerca de 0.008 % de la corteza terrestre y 0.01 % de las rocas ígneas, se presenta en pequeñas cantidades en plantas y animales. Está presente en pequeñas cantidades en agua de mar, petróleo y en la mayor parte del carbón (Quiñones, 2008).

Es esencial para las plantas en pequeñas cantidades, apenas 0.001 mg kg^{-1} (Mahler, 2003). Se encuentra en tejidos humanos en muy bajas concentraciones (aprox. $0.02 - 1.5 \text{ } \mu\text{g/g}$). Las enzimas que lo contienen participan al menos en cinco procesos metabólicos: a) producción y consumo de hidrogeno molecular; b) hidrolisis de urea; c) oxidación reversible de monóxido de carbono bajo condiciones anóxicas; d) metanogénesis; e) desintoxicación de radicales aniónicosuperóxido. Los efectos del exceso del níquel han reportado carcinogenicidad en animales y humanos (Rodríguez, 2007).

1.2.6 Cobalto (Co)

Se encuentra de forma natural en el medio ambiente en el aire, agua, suelo, rocas, plantas y animales (Earnshaw, 1997).

Es un elemento esencial para los humanos. El nivel de concentración en el cuerpo de un adulto humano es de aproximadamente 1 mg. Es útil para formar la vitamina B12 (cobalamina) la cual está involucrada en tres tipos de reacciones importantes: a) reducción de la ribosa a desoxirribosa; b) transformación de dioles y moléculas similares; y c) transferencia de grupos metilo.

Cantidades excesivas de Co producen anormalidades hematológicas y neurológicas en los humanos, además de cardiopatías. Investigadores rusos han reportado una correlación inversa entre el Co en agua y en el suelo y el crecimiento en la tiroides en animales y seres humanos (Rodríguez, 2007).

1.2.7 Hierro (Fe)

Es el segundo metal más abundante y el cuarto de todos los elementos, superado únicamente por el oxígeno, el silicio y el aluminio. Interviene en la formación de la hemoglobina y de los glóbulos rojos, así como en la actividad enzimática del organismo.

Participa en el transporte del oxígeno en sangre y es importante para el correcto funcionamiento de la cadena respiratoria. Las reservas de este mineral se encuentran en hígado, bazo y médula ósea.

La inhalación de polvo que contenga óxido de hierro o sílice puede originar neumoconiosis, pero no existen conclusiones definitivas con relación al papel de las partículas de óxido de hierro en el desarrollo del cáncer de pulmón en el hombre. Los experimentos en animales indican que el polvo de óxido de hierro podría actuar como una sustancia “co-cancerígena”, favoreciendo el desarrollo del cáncer cuando se combina simultáneamente con la exposición a sustancias cancerígenas.

1.3 Toxicidad de los metales pesados.

La toxicidad de los metales pesados se refiere a la tendencia que presentan a acumularse en los organismos, las concentraciones pueden llegar a ser superiores respecto del ambiente. La toxicidad está causada frecuentemente por la imposibilidad del organismo afectado para mantener los niveles necesarios de excreción. El proceso se agrava durante el paso por las distintas cadenas tróficas, debido a que los niveles de incorporación sufren un fuerte incremento a lo largo de sus sucesivos eslabones, siendo en los superiores donde se hallan los mayores niveles de contaminantes. A este proceso se le denomina biomagnificación; es decir, muchas toxinas que están diluidas en un medio, pueden alcanzar concentraciones dañinas dentro de las células, especialmente a través de la cadena trófica (Navarro y col., 2007).

En cuanto a los oligoelementos en las plantas, los efectos tóxicos que pueden producir en las plantas dependen del grado de sensibilidad de esta a dichos excesos y puede variar notablemente de una especie a otra. Por su parte, los metales si función aparente son absorbidos por las raíces en pequeñas cantidades, siempre que se encuentren en el medio nutritivo en forma de sal soluble. Un caso típico en este aspecto lo constituye el aluminio,

elemento muy abundante en la corteza terrestre, lo absorben muchas especies vegetales y es causa de alteraciones notorias en determinados órganos de la planta (Navarro y col., 2000).

La causa primaria del elevado nivel de toxicidad es que los metales pesados poseen una gran capacidad para unirse con moléculas orgánicas. Estos efectos tóxicos en sistemas biológicos dependen de reacciones con ligandos que son esenciales para su asimilación y que están presentes en gran cantidad en la célula, ya sea formando parte de moléculas de mayores dimensiones o en moléculas aisladas. En este sentido, cabe destacar la gran afinidad que muestran los metales pesados, como principales ligandos, por grupos sulfhidrilo, radicales amino, fosfato, carboxilo e hidroxilo. El resultado de estas uniones ligando-metal puede ser muy perjudicial para la célula, destacando la acción genérica sobre proteínas por inhibición de la actividad o por disrupción en la estructura de las mismas, el desplazamiento de elementos esenciales de su metabolismo estándar, produce efectos de deficiencia y la catálisis de reacciones de generación de moléculas ROS (*Reactive Oxygen Species*) o radicales libres que provocan fenómenos de estrés oxidativo (Navarro y col., 2007). Este provoca daño a distintos niveles, destacan los siguientes aspectos:

- Inactivación de proteínas y enzimas, fundamentalmente por la oxidación de los grupos sulfhidrilo, dando lugar a puentes disulfuro que causan la interrupción del funcionamiento normal de la proteína o enzima.
- Peroxidación lipídica de membranas, causando rupturas y subproductos de las cadenas hidrocarbonadas.
- Efectos de daño sobre el ADN. Estos pueden ser desperfectos genotóxicos: mutaciones, aberraciones cromosómicas, alteraciones en la síntesis y reparación de ácidos nucleicos y transformaciones celulares.

1.4 Factores ambientales que afectan su biodisponibilidad.

Los metales presentes en el suelo pueden seguir dos vías principales, ser arrastrados a los mantos freáticos por lixiviación o ingresar a la cadena trófica al ser absorbidos por las plantas. Para ello existen factores ambientales que afectan su comportamiento, tales como:

- La concentración del metal pesado en solución. Estos existen como iones metálicos libres, ligados a complejos orgánicos e inorgánicos solubles o asociados con material coloidal orgánico e inorgánico, lo cual los hace más móviles.
- La distribución del metal y las diferentes formas en las cuales puede existir (especies), en un medio determinado. Las especies químicas pueden hacer más fácil el transporte de los metales en solución, así como su biodisponibilidad e incrementar su toxicidad.
- La capacidad que tienen los iones de intercambiarse en una fase coloidal. Esto es, las cargas negativas de las partículas coloidales de la materia orgánica y las arcillas en los sedimentos atraen a las cargas positivas, donde los metales pesados quedan atrapados en los sedimentos. Los suelos arcillosos los retienen más por adsorción o en el complejo de cambio de los minerales de la arcilla. Por el contrario, los arenosos carecen de capacidad de fijación y puede contaminarse los mantos freáticos (Alloway, 1990; Galán y Romero, 2008).
- Tanto el contenido como la naturaleza de las arcillas influye en la movilidad, dispersión y actividad de ciertos metales pesados como: Cu, Co, Pb, Ni, Cd y Zn. Los trabajos realizados por Guerrero y col., (1990), Collado y col., (2000), y Navarro y col., (1999) corroboran la dinámica de estos elementos y la importancia de la textura.

- La temperatura actúa sobre la aceleración de los procesos químicos. El pH influye directamente con los procesos de adsorción, desorción, precipitación, dilución, formación de complejos y reacciones de oxido-reducción.
- El potencial de óxido-reducción que es la reacción química, en la cual hay transferencia de electrones.
- La materia orgánica está muy relacionada con la capacidad de intercambio catiónico, por lo que ésta también se encarga de la quelación de los metales pesados en los sedimentos (Alloway, 1990; Galán y Romero, 2008). También las sustancias húmicas pueden actuar transportando, adsorbiendo o reaccionando con metales pesados.
- También muchos de estos metales experimentan metilación, el cual es un proceso en donde las bacterias los convierten de un estado metálico a un organometálico tóxico. Al incorporarse un componente orgánico, estos llegan a estar fácilmente disponibles para el primer nivel trófico lo cual conduce en consecuencia a los siguientes niveles.

1.5 Técnicas para la cuantificación de metales pesados.

Una de las técnicas más usadas para el análisis de partículas es la espectroscopia, con ella se puede observar y estudiar el espectro que se tiene de una molécula, ion o átomo al ser excitado por una fuente de energía apropiada para el caso. En el caso del análisis cuantitativo, se conoce a esta técnica como espectrometría, con la cual se pueden realizar estudios detallados de concentración de diversas partículas químicas.

Dentro de estas técnicas se encuentra la espectrometría atómica, con la cual se puede cuantificar la concentración de un elemento específico de la tabla periódica. Las aplicaciones de esta técnica son innumerables, en Química Clínica, en Control de Calidad

en los procesos industriales, en Análisis de Aguas Residuales y Potables, en Análisis de Tierras, en Análisis de Fertilizantes, en Medicina Forense, en Metalurgia, en Farmacia, en control de procesos industriales y en muchas otras áreas de la ciencia y la tecnología.

1.5.1 Espectrofotometría de Absorción Atómica.

Se fundamenta en la absorción de radiación de una longitud de onda específica que es absorbida selectivamente por átomos, con niveles energéticos cuya diferencia en energía corresponda en valor a la energía de los fotones incidentes. Según la ley de Beer existe una relación entre la cantidad de fotones absorbidos con la concentración de la especie absorbente y con el espesor de la celda o recipiente que contiene los átomos absorbentes.

La técnica de absorción atómica en flama se lleva a cabo colocando la muestra líquida para que sea aspirada por un tubo capilar y conducida a un nebulizador útil para formar un rocío de pequeñas gotas de líquido. Estas gotas son conducidas a una flama donde se originan una serie de eventos que desintegran moléculas en átomos los cuales absorben cualitativamente la radiación emitida por la lámpara. La cantidad de radiación absorbida está en función de su concentración.

Después de pasar por la flama llega al monocromador donde se discriminan todas las señales que acompañan a la línea de interés. Esta señal llega a un detector o transductor y pasa a un amplificador llegando a un sistema de lectura. Para realizar un análisis cuantitativo se prepara una serie de estándares y se hace una curva de calibración con base en la cual se determina la concentración de la muestra problema.

La fuente de radiación empleada es una lámpara de cátodo hueco que consiste de un cilindro de vidrio sellado al vacío y con un gas inerte en su interior. Dentro de este cilindro se encuentran dos filamentos; uno de ellos es el cátodo y el otro el ánodo. El ánodo generalmente es un alambre grueso hecho de níquel o tungsteno; el cátodo es en forma de un cilindro hueco, en el interior del cual se encuentra depositado en forma de una capa el elemento metálico que se va a excitar (Rocha, 2000; Skoog y col., 1998).

El cátodo es la terminal negativa y el ánodo es la positiva. Por efecto del voltaje aplicado entre los dos electrodos ocurre una descarga eléctrica. Estas descargas eléctricas aumentan la energía cinética y favorecen la ionización de las moléculas de gas inerte. Estas especies ionizadas requieren carga positiva, por lo cual son atraídas hacia el cátodo. Al chocar los iones de gas inerte con las paredes del cátodo, son desprendidos átomos del metal que está el cátodo o depositado sobre la superficie del mismo. Después de desprenderse del cátodo, los átomos producidos son excitados por choques moleculares con los iones y átomos del gas. Los átomos excitados no pueden permanecer indefinidamente en un estado de energía superior y procede el paso de emisión electromagnética.

Con esto se obtiene un haz de radiación concentrado y la obtención de un espectro característico del elemento del que está hecho el cátodo de la lámpara (Rocha, 2000; Skoog y col., 1998).

1.6 Niveles críticos de concentración de metales pesados y valores de referencia internacionales.

La contaminación del suelo por metales pesados ha llevado a requerir mayor información sobre la calidad de los suelos para diferentes propósitos (agricultura orgánica, agroturismo, urbanización, zona de protección de aguas subterráneas, remediación, entre otros usos). No obstante, antes de plantear cualquier solución al problema de la contaminación por metales pesados del suelo, se debe establecer una distinción entre aquellos que provienen de fuentes naturales y los derivados de actividades humanas.

Para ello, se han establecido los valores de fondo o valores naturales del suelo asociados con el material parental y con la poca o mínima participación antropogénica puesto que ya no existe ecosistema sin intervención humana.

Los valores de referencia resultan a partir de la determinación de incrementar los niveles de fondo en un valor estadístico que refleja la variabilidad de las concentraciones normales en el suelo englobando de esta forma las concentraciones naturales y las depositadas antropogénicamente. Los valores de referencia son la máxima concentración admisible sin que se produzcan efectos adversos sobre los organismos en el suelo y tienen en cuenta aspectos como la biodisponibilidad de los metales, sus propiedades fisicoquímicas y los usos del suelo (Rueda y col., 2011; Gjoka y col., 2010; Micó y col., 2007; Romic y col., 2007; Micó, 2005). Estos valores se muestran en el cuadro 3.

Cuadro 3. Criterios nacionales e internacionales de concentración de metales pesados (mg kg^{-1}) para establecer si un suelo esta contaminado o no según su uso. Elaborado a partir de: México. NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004; concentraciones críticas Bowen, 1979; Kabata y Pendias 1992; Kabata y Pendias 1984; valores de referencia promedio. Mc. Bride, 1994; Rueda y col., 2011.

Metales	Valores de referencia de concentración para la remediación de suelos contaminados		Concentraciones críticas de concentración de metales pesados		Promedio de valores de referencia internacionales (mg kg^{-1})
	Uso residencial, comercial y agrícola (mg kg^{-1})	Uso industrial (mg kg^{-1})	Concentraciones críticas en suelo (mg kg^{-1})	Concentraciones críticas en plantas (mg kg^{-1})	
Pb	400	800	100-400	30-300	10-84
Cd	37	450	3-8	5-30	0.06-11
Zn	-	-	70-400	100-900	17-125
Cu	-	-	60-125	5-64	6-80
Ni	16000	20000	100	8-220	4-55
Co	-	-	25-50	4-40	20-50
Fe	-	-	-	-	-

1.7 Límites permisibles para la concentración de metales pesados en México.

La acumulación de metales pesados en los organismos puede llegar a ser tóxica, dañar órganos importantes e incluso ser letal. A través de los años, se han llegado a establecer las dosis letales medias en distintos organismos con lo cual se tiene una idea de cual es la dosis tóxica para el ser humano.

Con base en estos datos y otros criterios en diversas instituciones se han establecido normas de salubridad que definen la concentración límite de metales pesados que puede tener un alimento antes de ser considerado tóxico, tal es el caso de México que en su NOM-130-SSA1-1995 establece los límites permisibles en alimentos envasados, con respecto a la concentración de metales pesados de acuerdo a sus características (Ver cuadro 4).

Cuadro 4. Ingesta diaria, toxicidad y dosis letal media y límites permisibles en México de Pb, Cd, Zn, Cu, Ni y Fe elaborado a partir de Jiménez, 2001; ESTRUCPLAN, 2002; NOM-130-SSA1-1995.

Metal	Ingesta diaria	Intoxicación	Dosis Letal Media	Límites permisibles México (mg kg ⁻¹)
Pb	0.1 mg	0.5 mg día 2-4 mg L durante 3 meses causa daños irreparables	0.5 g	Alimentos con pH>4.6= 1 Alimentos con pH<4.6= 1 Jugos y néctares =0.3 Lácteos y derivados =0.2
Cd	10-35 µg L	100 mg	350 mg	Alimentos pH>4.6= 0.1 Alimentos pH<4.6= 0.2 Jugos y néctares =0.1
Zn	10 mg	2 g	3-5 g	Jugos y néctares =5.0
Cu	2-5 mg	-	50-500 mg kg peso corporal	Jugos y néctares =5.0
Ni	0.1-0.3 mg	-	-	-
Fe	15-18 mg	20-60 mg	600 mg	Jugos y néctares =15.0

Capítulo 2

Remediación de suelos

2.1 Biorremediación y fitorremediación.

Una de las alternativas biológicas empleadas en el tratamiento de suelos contaminados es la biorremediación, que consiste en el uso de microorganismos y la manipulación de sus actividades metabólicas para remover, eliminar, retener o disminuir la toxicidad de los contaminantes. Dentro de los organismos empleados se encontraron los hongos y bacterias quienes se encargan de la degradación de contaminantes orgánicos (Carpena y Bernal, 2007; Pérez y col., 2002). Sin embargo, también presentan actividad e influencia en los procesos biogeoquímicos de los metales.

Dependiendo del estado de oxidación del metal y la especie que esté conformado, un microorganismo puede realizar diversos procesos tales como:

Biolixiviación: Por medio de la acción de microorganismos los metales presentes se extraen en fase acuosa.

Biosorción: Los microorganismos retienen los metales pesados a intervalos de tiempo relativamente cortos. La retención se da gracias a ligandos en la superficie celular.

Bioacumulación: Este mecanismo involucra un sistema de transporte activo que internaliza al metal pesado a la célula, involucrando un gasto de energía. Una vez el metal en el citoplasma es secuestrado por proteínas o retenido en una vacuola como ocurre en los hongos.

Biomíneralización: Los microorganismos son capaces de precipitar metales pesados por el funcionamiento de una bomba que expulsa el metal tóxico del citoplasma en

contracorriente a un flujo de H^+ a lo que procede una alcalinización sobre la superficie celular, ésto los hace menos solubles y se precipitan.

Biotransformación: Los microorganismos provocan un cambio químico sobre el metal, como el del estado de oxidación o la metilación. Esta transformación se da gracias a enzimas exudadas que pueden dar como resultado compuestos poco solubles o volátiles.

Quimiosorción mediada por microorganismos: El microorganismo mineraliza un metal formando un depósito primario que funciona como núcleo de cristalización (Vullo, 2003).

Por otro lado, una de las tecnologías de remediación empleadas en las últimas décadas es la fitorremediación que se refiere al uso de plantas con capacidad para remover o estabilizar contaminantes orgánicos e inorgánicos; con resistencia para crecer en suelos contaminados; y que estimulan el crecimiento de microorganismos en los sistemas rizosféricos (Pérez y col., 2002).

De acuerdo a la acción que la planta y los microorganismos ejercen sobre los contaminantes encontramos:

- **Fitoextracción.** Las plantas absorben elementos tóxicos o compuestos orgánicos retirándolos del suelo y acumulándolos en partes tales como raíz, tallo, hoja o fruto.
- **Fitoestabilización.** Las plantas y microorganismos asociados a ellas reducen la biodisponibilidad de los contaminantes en su entorno, reducen su movilidad y previenen la migración de metales hacia aguas subterráneas o al aire con lo que mejoran las propiedades físicas y químicas del medio.
- **Fitoimmobilización.** Las raíces y microorganismos presentes en la rizósfera fijan o inmovilizan los contaminantes en el suelo.

- **Fitovolatilización.** Las plantas absorben, transforman y transportan los contaminantes a estructuras aéreas como las hojas donde se pueden volatilizar dependiendo el tipo de compuesto.
- **Fitodegradación.** Las plantas y microorganismos asociados a ellas degradan contaminantes orgánicos.

Cabe mencionar que los hongos ectomicorrízicos participan directa o indirectamente en los procesos antes mencionados y juegan un papel muy importante ya que, sin ellos sería difícil el establecimiento vegetal y la conservación del ecosistema. En este trabajo se analizó el potencial de biosorción y bioacumulación de metales pesados de las ectomicorrizas y la participación de estas en la fitorremediación.

2.2 Contribución de los microorganismos en la fitorremediación de suelos.

Además de las plantas y animales, el suelo es el hábitat de un gran número y variedad de microorganismos. Al describir las propiedades del suelo se encuentran la actividad y diversidad de microorganismos. Se ha estimado que en un gramo de suelo rizosférico se pueden encontrar 10^8 bacterias, 10^6 actinomicetos y 10^5 de otros hongos.

La rizósfera es la región bajo influencia inmediata por las raíces de las plantas y donde habitan una gran cantidad de microorganismos. Estos hongos y bacterias consumen y digieren sustancias orgánicas depositadas en el suelo o liberadas por las raíces de las plantas (azúcar, alcohol y ácidos) para obtener energía. Las plantas aflojan el suelo y facilitan el transporte de agua al lugar facilitando la biodegradación, cuyos productos son fácilmente asimilados y representan un beneficio para la planta (Karthikeyan y col., 2003).

Estos microorganismos son los actores principales de la mayoría de los procesos del suelo, así como en la degradación de compuestos orgánicos y en la transformación de compuestos

potencialmente tóxicos como los metales pesados que pueden ser sometidos a procesos como biosorción, bioacumulación, biomineralización, biotransformación, y quimiosorción (Bollag y col., 1994; Lovley, 2000).

Se sabe que los hongos, bacterias y algas acumulan metales y sustancias radioactivas gracias a mecanismos físicos, químicos y biológicos que incluyen el enlace de los contaminantes a nivel extracelular, por la producción de metabolitos y biopolímeros, unión a polipéptidos específicos y por acumulación dependiente del metabolismo (Tobin y col., 1993)

Además, los microorganismos proporcionan a las plantas la cualidad de tolerar y acumular metales pesados, tal es el caso de los hongos micorrízicos, donde el micelio explora un amplio volumen de suelo más allá de las raíces proporcionando acceso a un mayor volumen de metales pesados los cuales se pueden almacenar en raíces micorrizadas y en esporas, por ejemplo, se han registrado concentraciones de 1200 mg kg^{-1} de zinc en algunas especies (Pineda, 2004).

En otras investigaciones se ha observado que las micorrizas pueden proteger a la planta de los efectos de las altas concentraciones de metales pesados ya que pueden disminuir la toxicidad de zinc y cadmio en suelos contaminados (Tao, 1997; Weissenhorn y col., 1995). Uno de los mecanismos que explica esto es la inmovilización de los metales en la biomasa de los hongos (Li y Chistie, 2000)

Capítulo 3

Micorrizas

Dentro de las relaciones suelo-planta destacan las micorrizas, que son una simbiosis mutualista entre plantas y hongos. La micorriza es un estadio de interdependencia fisiológica equilibrada de dos o más organismos en el que no se estimulan los mecanismos de reacción defensiva entre ellos y que influye en la nutrición y tolerancia de las plantas a estrés biótico y abiótico. En esta asociación las hifas de los hongos habitan en la zona rizosférica y se encuentran en íntimo contacto con las raíces de las plantas (Abbott y Robson, 1992; Pineda, 2004; Burges, 1971).

La planta proporciona compuestos carbonados a través de los exudados de la raíz, producidos en la fotosíntesis, estos son aprovechados por el hongo, el cual deriva agua y minerales esenciales del suelo que después de pasar por los tejidos fúngicos son más fácilmente absorbidos por la raíz de la planta mejorando su crecimiento o aumento de su biomasa. La presencia del hongo incrementa fisiológicamente el área activa de la raíz; incrementa la tolerancia de las plantas a las temperaturas del suelo y acidez y provee protección contra patógenos.

El movimiento de recursos es por tanto bidireccional, simultáneo, selectivo y polar entre hongo y planta o también conocidos como micobionte y fitobionte. En ambientes templados se ha estimado que del 10 al 15% de la producción fotosintética del fitobionte es transferida al micobionte. A pesar del elevado costo, la presencia de las micorrizas es obligada, es esencial para el mantenimiento del ecosistema y es un indicativo del bienestar del mismo (Vogt y col., 1991; Brundett, 1991).

En general, se reconocen dos tipos de micorrizas, las endomicorrizas en las que las hifas del micobionte se establecen dentro de las células de las raíces del fitobionte y ectomicorrizas en la que las hifas del micobionte aparecen como un manto alrededor de los tejidos superficiales de las raíces con hifas intercelulares pero no intracelulares; sin embargo se

menciona la existencia de un tercer tipo, ecto-endomicorrizas que se considera como un grupo intermedio entre las otras dos asociaciones (Quilambo, 2003; Herrera y Ulloa, 1998).

Puesto que en la zona de estudio la vegetación predominante es el bosque de *Pinus* y de *Abies*, se estudiaron ectomicorrizas ya que este tipo de micorrizas es afín a los árboles por lo que se describirán a continuación.

3.1 Generalidades de las ectomicorrizas.

Este término fue propuesto por Peyronel y col. (1969) y se refiere a una asociación que se da principalmente con especies arbóreas donde un manto de hifas cubre la superficie de la raíz y penetra el córtex intercelularmente produciendo una red conocida como “Red Hartig” (Wilcox, 1964). Si las hifas no están en contacto con las raíces, su crecimiento es limitado y pueden morir rápidamente, sin embargo, al entrar en contacto con la raíz pueden colonizarla rápidamente entre 5 y 12 días (Agerer, 1987).

Se caracterizan por desarrollar estructuras macroscópicas aéreas llamadas esporomas, cuya función es la propagación de esporas (Sánchez y Martínez, 2007; Garbay y col., 2009; SEMARNAT, 2010).

En la figura 1 se muestra el ciclo de vida de las ectomicorrizas. Su reproducción es asexual y sexual, dos micelios haploides unicelulares subterráneos de sexos opuestos (primarios) se unen para formar un micelio binucleado (secundario), este se divide simultáneamente produciendo un micelio terciario que forma el esporoma donde se produce una cariogamia (fusión de dos núcleos) seguida de una meiosis que dará lugar a las esporas (Fernández, 2006).

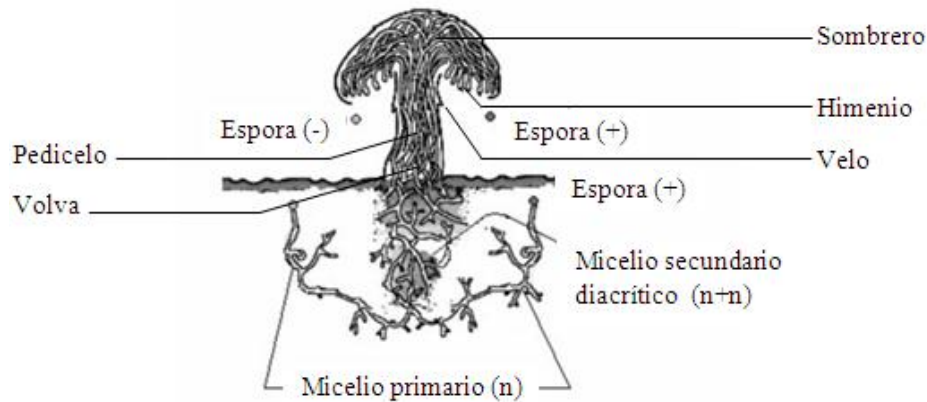


Figura 1. Reproducción y formación de estructuras del esporoma en las ectomicorrizas, (tomado y modificado de Fernández, 2006).

Se encuentran ectomicorrizas en la mayoría de los ecosistemas templados asociadas a especies de *Pseudotsuga*, *Pinacea*, *Abies*, *Salix*, *Quercus*, *Betula* y *Fagus*. Se clasifican en dos grupos principalmente, Basidiomicetes y Ascomicetes aunque se encuentran familias en otros grupos del reino fungí, tal y como se muestra en la Cuadro 5.

Cuadro 5. Agrupación de los hongos ectomicorrizicos. Elaborado a partir de Alexopolus, 1985.

Clase	Subclase	Orden	Clase	Orden
		Agaricales		Clavicipitales
B	Hymenomycetydae	Boletales		Helotiales
A		Poliporales		Hipocreales
S		Poriales	ASCOMYCETES	Pezizales
I		Poriales		Sphaeriales
D		Russulales		Tuberales
I				
O	Phragmobasidiomycetadae	Auriculariales		
M		Tremelales		
Y				
C	Gasteromycetidae	Hymenogastral		
E		Lycoperdales		
T		Melanogastrales		
E		Nidulariales		
S		Phallales		
		Sclerodermatales		
		Tulostomatales		

Dentro de los Basidiomycetes se encuentran la mayoría de las especies comestibles y venenosas, se caracterizan por presentar un esporangio en forma de mano que alberga normalmente cuatro basidiosporas exógenas unidas a un basidio por un estigma, estas células junto con los basidilos y cistidios forman el himenio. Los ascomicetes se caracterizan por presentar un esporangio en formas de saco llamado asca donde se desarrollan las ascosporas y junto con las células elongadas forman el himenio (figura 2).

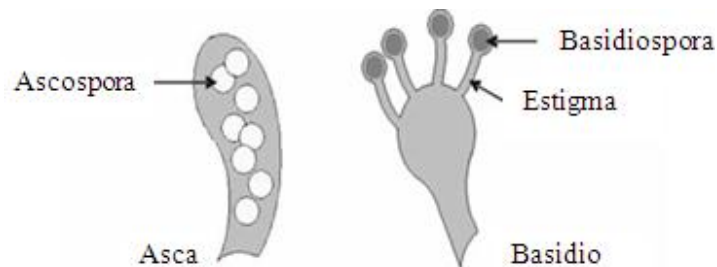


Figura 2. Diferencia entre Asca y Basidio (tomado y modificado de Fernández, 2006).

3.2 Importancia ecológica y sociocultural de las ectomicorrizas.

Las ectomicorrizas tienen una importante función en el ecosistema que habitan ya que son esenciales en el reciclamiento de nutrimentos y son un componente fundamental en las interacciones que se establecen entre todos los componentes vivos del sistema. Son responsables de una gran parte de la absorción de nutrimentos en los árboles, benefician la captación de agua, estimulan la producción de fitohormonas, incrementan el crecimiento de las plantas, proporcionan protección contra patógenos, incrementan la longevidad de las raíces, reducen la toxicidad de metales pesados y otros contaminantes (Pérez y col., 2010; Harley y Smith, 1983; Carrera, 2004).

Algunos estudios han llevado a especular que a diferencia de las micorrizas arbusculares, que pueden considerarse solo una extensión espacial y funcional de la raíz, el micelio de las ectomicorrizas además de asumir este papel, tienen atributos bioquímicos como catalizadores necesarios para proveer al hospedero el acceso a nutrimentos contenidos en

fuentes que de otra manera no serían disponibles. Actúan en procesos como mineralización-inmovilización, oxidación-reducción, volatilización –fijación y precipitación-solubilización. Dichas actividades incluyen diversos ciclos como el del carbono, nitrógeno, fósforo, azufre, boro, potasio, calcio, magnesio y de algunos metales pesados como hierro, manganeso, cobre, zinc y molibdeno (Pineda, 2004; Abuzinadah y Read, 1986; Alexander, 1971; Assmann, 1970).

Adicionalmente a su gran relevancia ecológica muchas de las especies silvestres son de importancia económica y cultural por su valor culinario, y por los efectos tóxicos que producen. Muchos han sido usados por grupos humanos durante milenios.

En países como España, Italia; China y Corea constituyen un importante elemento para la conservación forestal debido a su elevado valor en mercados internacionales.

En México, el uso y comercialización de hongos silvestres comestibles data de tiempos prehispánicos, en el centro y sur del país, es un alimento vital en la subsistencia de algunos pueblos. Existe más de 50 grupos étnicos, cada uno con su lenguaje, cultura, cosmovisión y manejo de recursos naturales, estos conocimientos se han acumulado de manera ancestral por ello existe un profundo conocimiento tradicional en relación con los hongos silvestres comestibles (Pérez y col., 2010).

3.3 Contribución de las ectomicorrizas en la remediación de suelos contaminados por metales pesados.

En los ecosistemas terrestres, el micelio de las ectomicorrizas puede captar y acumular metales pesados impidiendo su paso a la cadena trófica o reduciendo su toxicidad, gracias a esto las plantas pueden crecer y establecerse en áreas contaminadas beneficiando el proceso de fitorremediación. La estructura y distribución del micelio, nutrición y actividad descomponedora así como la composición química son condiciones del hongo que

contribuyen en mayor o menor medida la remediación de suelos contaminados (Alonso, 2006).

La mayor parte de los metales pesados como plomo, cadmio, zinc y cobre están presentes en el horizonte H del suelo y es aquí mismo donde se desarrolla la mayor parte del micelio de una ectomicorriza por lo que se encuentran en constante contacto (Allen, 1991; Berthelsen y Steinnes, 1995).

Las ectomicorrizas tienen un papel fundamental en la fitorremediación en general ya que gracias a ellas las plantas acumuladoras se pueden establecer, crecer y continuar con el proceso. Dentro de la fitorremediación actúan directamente en los procesos de fitoextracción, fitoestabilización y de fitoinmovilización.

“En estos procesos, la primera en actuar es la pared celular fúngica la cual posee una gran capacidad de adsorber cationes sobre su superficie, puesto que esta cargada negativamente; también actúan grupos químicos funcionales como fosfatos, carboxilos, aminos y especies diéster de estos, fijando los metales a la pared celular para después ser transportados al interior de la célula. De esta forma se restringe el movimiento de los metales a la rizósfera, aunque se ha observado que algunas plantas acumulan más metales en las partes aéreas cuando están micorizadas evidenciando que funcionan en ambos sentidos, impidiendo la entrada o favoreciendo la acumulación” (Navarro, 2007; Gadd, 1993).

Otro proceso en el que participan las ectomicorrizas es en la quelación gracias a los exudados del hongo y la planta, en este proceso el metal pesado se une a ciertos ligandos presentes en los exudados formando complejos menos tóxicos. Sin embargo, el metal queda inmerso en una interacción química que lo mantiene en equilibrio electrónico pero no lo deja fuera del metabolismo, por lo que sigue siendo potencialmente tóxico. De igual forma, este proceso puede funcionar en ambas direcciones, impidiendo la entrada o favoreciendo la acumulación pues tanto el hongo como la planta producen estos ligandos (Navarro, 2007).

Sin embargo, todos los mecanismos de transporte son poco conocidos y solo se consideran los habituales como los asociados a proteínas transportadoras, sistemas de canalización, la fijación mediante gránulos de polifosfatos, la presencia de distintas macromoléculas como metalotioneinas y polipéptidos ricos en azufre encontrados en distintas especies de ectomicorrizas (Turnau y col., 1996; Münger y Lerch, 1985; Schmitt y Measch, 1985).

En las ectomicorrizas estos metales pesados son traslocados a través del micelio, gracias a la presencia de poros o doliporos entre los tabiques de separación de las células fúngicas, llegando al esporoma donde se acumulan (Alonso, 2006).

Zona de estudio: Parque Nacional Izta-Popo

El Parque Nacional es el remanente más importante de bosque de coníferas y praderas de alta montaña en el centro del país abarcan una superficie de 40, 008 hectáreas de las cuales 21, 000 son bosque conservado, se encuentra ubicado en la parte centro-oriental del Eje Volcánico Transversal ocupando parte de la Sierra Nevada en su porción sur y de la Sierra de Rio Frio en su porción norte. Se divide entre los estados de México, Puebla y Morelos.

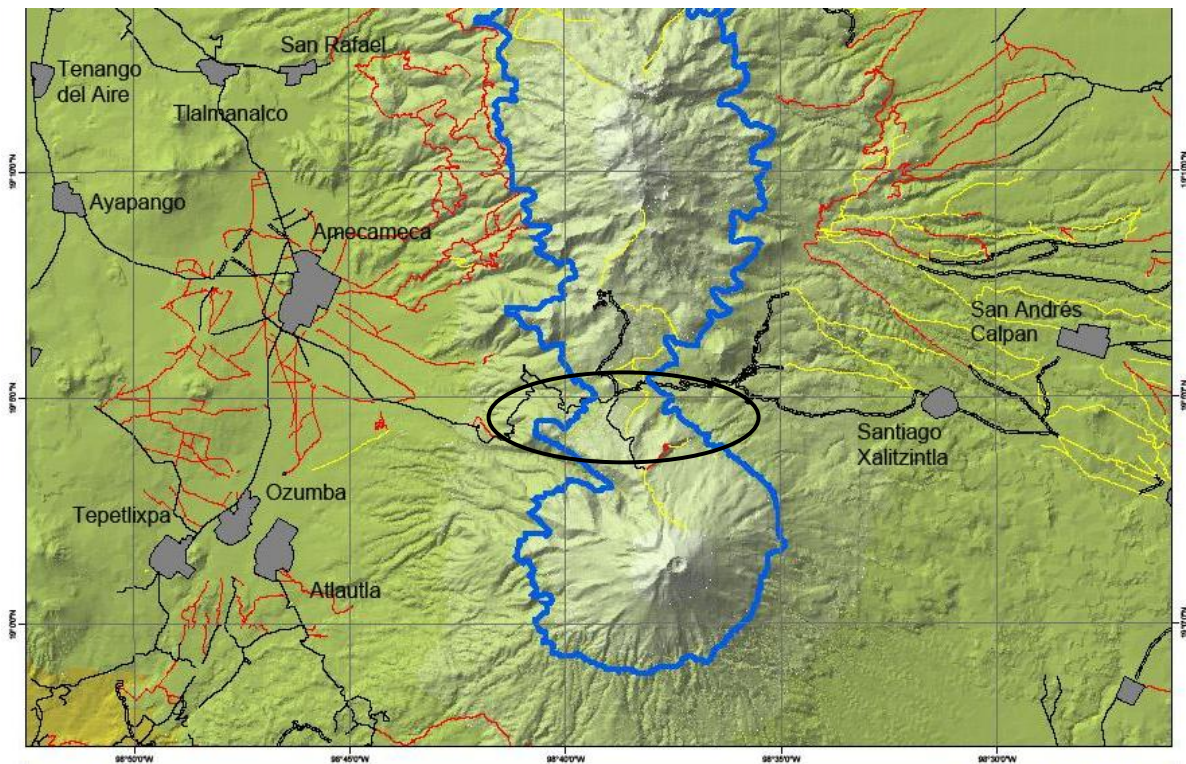


Figura 3. Ubicación de los puntos de muestreo. Mapa del Parque Nacional Iztaccihuatl Popocatepetl obtenido de CONAMP, 2012.

Clima

Presenta dos tipos de clima, el ETH, que es muy frío con lluvias en verano y una temperatura anual media de -2°C y la temperatura más cálida de 0°C . El otro tipo de clima es C (w''2) (w) semifrío subhúmedo, con temperatura media anual de 5 a 12°C , en el mes mas frio de 3 a 18°C (Sánchez y Martínez, 2007).

Vegetación

De acuerdo al gradiente altitudinal se encuentran tres tipos de vegetación predominante, el bosque de coníferas, pradera de alta montaña o pastizal alpino, el cual colinda con las nieves perpetuas.

En lo que al bosque se refiere se encuentra hasta los 3,100 m de altitud asociaciones dominadas por *Pinus montezumae* y los géneros *Quercus*, *Abies*, *Arbutus*, *Alnus*, *Salix* y *Buddleia* en la zona del Popocatepetl formando un dosel de 20 a 30 m sobre el nivel del suelo. Por su parte, en Zoquiapan la distribución del bosque de pino, dominado por las especies de *Pinus hartwegii*, *Pinus montezumae*, se asocia más a las condiciones de suelos profundos o someros pero con bastante materia orgánica. En las partes más elevadas y abruptas hacia los 3,600 msnm se establece el bosque de *P. hartwegii* tolerante a las temperaturas bajas, frecuentes nevadas y probablemente uno de los pinos más adaptados a los incendios superficiales (CONANP, 2009: <http://iztapopo.conanp.gob.mx/vegetacion.php>).

En el estrato rasante del bosque se encuentran musgos, líquenes y hongos de todo tipo incluyendo los asociados a arboles.

Fauna

Se tienen registradas 16 familias, 37 géneros y 52 especies de mamíferos lo que representa a un 30% de las especies del país y casi la mitad de las registradas en el eje Volcánico Transversal¹.

Geología

El Eje Volcánico Transversal se origina debido a una gran falla, consecuencia del vulcanismo. Las primeras manifestaciones volcánicas aparecieron hace unos 30 millones de años constituyendo las bases de la Sierra Nevada y las cumbres situadas al noreste del Iztaccíhuatl. El relieve actual es producto de la actividad volcánica y el flujo de lavas andesíticas y basálticas arrojadas por los volcanes.

Los movimientos tectónicos producidos por la falla, el clima lluvioso y el desarrollo de glaciares, dio origen a un proceso de erosión muy acentuado en las partes elevadas y a una gradación de depósitos aluviales, lacustres y fluviales en las partes bajas. Los primeros movimientos de la falla dieron origen a la Iztaccíhuatl y el Ventorrillo, hoy en día el Popocatepetl, los cuales están formados por lavas de andesita porfirítica de piroxena. Los derrames superiores de estos edificios consisten de una andesita de coloración rosácea de hornablenda.

La actividad del Iztaccíhuatl cesó antes de la última glaciación mayor, mientras que su vecino el Popocatepetl continuó en erupción, con actividad más reciente a partir de 1994 (CONANP, 2009).

En la figura 4 se muestran los depósitos geológicos en los últimos cinco mil años, lo cual muestra el origen del suelo en el Parque Nacional Izta-Popo.

¹ Ibid, p. <http://iztapopo.conanp.gob.mx/vegetacion.php>

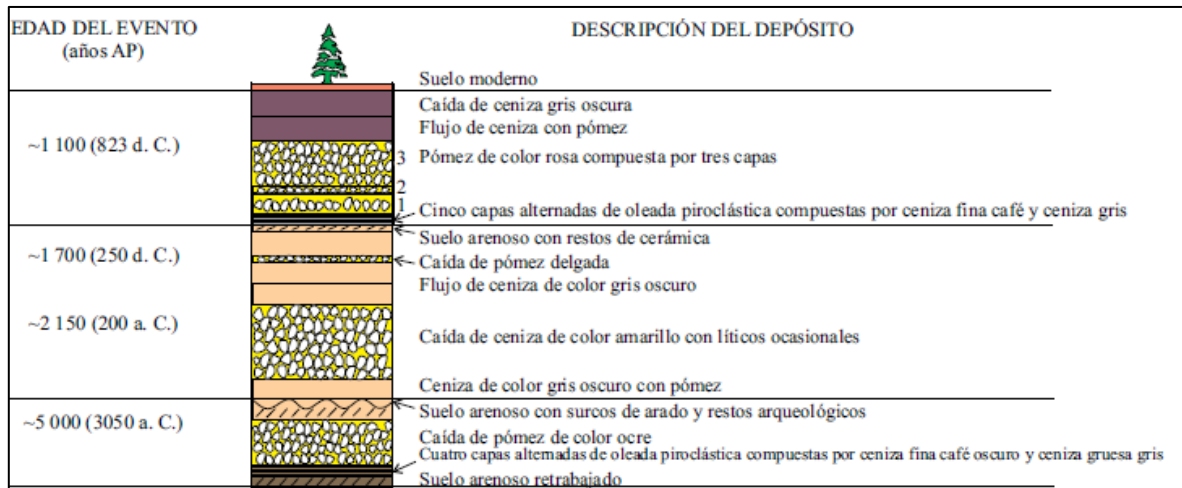


Figura 4. Columna estratigráfica simplificada del volcán Popocatepetl que muestra los depósitos de material geológico en los últimos cinco mil años y que pueden darnos una idea de los orígenes del suelo del Parque Nacional Izta-Popo (Macías, 2005).

Los análisis realizados en las cenizas del volcán Popocatepetl muestran que la mayoría está constituida por fragmentos de roca volcánica, tanto de los domos actuales como de rocas más antiguas. También contiene cristales de feldespatos, piroxenas y en ocasiones de olivino o anfíbol, además de pequeñas cantidades de minerales. En algunas de las erupciones la ceniza está compuesta de pómez, tanto clara como oscura, que refleja su diferente contenido en sílice y minerales ferromagnesianos (CENAPRED y col., 2001).

Edafología

Los suelos presentes en el Parque tienen origen volcánico, solo varía el grado de desarrollo. De acuerdo con la clasificación de la FAO, las unidades de suelo presentes en el área son:

- Litosoles. Suelos someros, con menos de 0.1 m de espesor, formados sobre tepetates y que conservan las características del material parental, generalmente son poco desarrollados debido a la velocidad de percolación del agua y a las altitudes mayores de 4,000 msnm dificulta el desarrollo del suelo. La vegetación en estos suelos es escasa.

- Regosoles. Son suelos formados a partir de material suelto como arena, grava o piedra; en el parque se localizan a altitudes por debajo de los 3,900 msnm y normalmente son pobres en contenido de materia orgánica.
- Andosoles. Se derivan de cenizas volcánicas recientes, por lo que son suelos ligeros con alta retención de humedad y buen contenido de nutrientes, así como con un alto contenido de materia orgánica; por su contenido de materia orgánica y la proporción de vidrios volcánicos presentes, pueden formar andosoles húmicos y andosolesvítricos cuando presentan más del 60% de vidrios, ceniza volcánica y texturas gruesas. En este tipo de suelo se pueden desarrollar los bosques de coníferas.
- Cambisoles. Suelos mejor desarrollados, con horizontes A y B bien definidos, pero pobres en contenido de nutrimentos; presentan potencial para el desarrollo forestal con adecuadas prácticas de manejo para la conservación de suelo y captación de humedad.
- Fluvisoles. Son suelos formados en cañadas, escurrimientos y zonas de depósitos de material reciente; de textura gruesa, su fertilidad es baja debido al escaso contenido de nutrimentos (CONANP, 2009).

Cercanía con la mancha urbana

Dentro del Parque Nacional no hay poblaciones asentadas, únicamente existe una pequeña ranchería, llamada Rancho Viejo, en la que viven alrededor de 100 personas y que es una invasión al Parque Nacional. En el área de influencia del Área Natural Protegida tampoco hay poblaciones asentadas, sin embargo, los municipios que forman parte del Parque Nacional y al mismo tiempo colindan con la zona metropolitana de la ciudad de México, han tenido, un crecimiento demográfico explosivo, lo que se traduce en una urbanización acelerada y en la consecuente demanda de recursos naturales, particularmente el agua.

La población creció muy rápidamente en los últimos 30 años; Ixtapaluca es el municipio con mayor densidad de población con 2,559 habitantes por km², seguido de Chalco con 1,151, mientras que San Nicolás de los Ranchos es el que tiene menor densidad con 55 habitantes por km² (CONANP, 2012). Sin embargo existen otras manchas urbanas incluso más cercanas al parque como es Amecameca, Ozumba, Yecapixtla, por mencionar algunos, cuyos pobladores tienen un íntimo contacto con la naturaleza del lugar por lo que la influencia de estos poblados es menor a la que tienen las manchas urbanas grandes.

Importancia de los hongos en la zona

Durante la temporada de lluvias crece una gran diversidad de hongos, en el Parque Nacional Izta- Popo se ha registrado 74 especies. La recolección de estos organismos es una práctica desde tiempo inmemorial para el autoconsumo; sin embargo, su demanda con fines comerciales ha ido en rápido aumento, provocando su sobreexplotación y poniendo a algunas especies bajo alguna categoría de riesgo. La región de los volcanes tiene una riqueza culinaria a partir de los hongos (CONANP, 2009).

Métodos

Trabajo de campo

Descripción de la zona de muestreo y obtención de material biológico

Se visitaron los mercados de Ozumba y Amecameca y se adquirieron los esporomas comestibles más abundantes de acuerdo a los usos y costumbres de los habitantes de las comunidades aledañas al parque.



Figura 5. Comerciantes de esporomas comestibles colectados en el Parque Nacional Izta-Popo. Mercado de Amecameca (izquierda), Mercado de Ozumba (derecha).

Se entrevistó a los comerciantes de esporomas con el fin de obtener información sobre sus zonas de colecta, a partir de esta información se seleccionaron siete sitios de muestreo.

Cuadro6. Georreferencias de los sitios de muestreo.

SITIO	Nombre genérico	COORDENADAS	ALTITUD (msnm)
1	Tlamacas	19° 03' 32.45" N 98° 38' 05.62" O	3956
2	Sitio 2	19° 05' 35.56" N 98° 37' 21.01" O	3529
3	Km 10	19° 04' 56.36" N 98° 41' 06.98" O	3251
4	Paso de Cortés	19° 05' 15.29" N 98°38' 47.70" O	3697
5	La venta	19° 05' 54.00" N 98° 36' 00.24" O	3314
6	Bosque de Abies	19° 04' 31.94" N 98° 41' 06.47" O	3520
7	Las Palomas	19° 04' 15.00"N 98° 41' 21.97 O	3012

En cada sitio de muestreo se marcaran parcelas de 20 X 20 m para la recolección de esporomas y las muestras de suelo.

Recolección e identificación de esporomas de ectomicorrizas

Se realizó una supervisión exhaustiva a lo largo de las parcelas, los esporomas se extrajeron y se separaron del micelio subterráneo. Se describieron para su identificación, considerando las características tales como: color, dimensiones, olor, sabor, ornamentaciones entre otras. La identificación fue llevada a cabo en el Laboratorio de Biología de suelos de la FES Zaragoza con la colaboración de la M. en C. María de Jesús Sánchez Colín, utilizando como referencia la guía de identificación de Sánchez y Martínez (2007) y la de Díaz-Barriga (2000). Los esporomas se colocaron en canastas de plástico para evitar su descomposición durante el traslado. Posteriormente se colocaron en bolsas de papel las cuales se etiquetaron con el nombre del recolector, nombre o clave de la zona de muestreo, los fines y fecha de colecta (Sánchez y Martínez, 2007).

Colecta de muestras de suelo

Se muestreó con el método del cuartil, se colectaron diez muestras con tubos de PVC a lo largo de cada parcela de muestreo (cuartil), en forma de zig-zag. Se insertaron los tubos circulares de 10 cm de diámetro por 20 cm de profundidad aproximadamente y se extrajo la muestra de suelo. Las diez muestras de cada punto se colocaron en una bolsa de plástico para la elaboración de una muestra compuesta de aproximadamente de 1.5 kg. Estas fueron trasladadas al laboratorio para la determinación de sus características físicas y químicas (Jackson, 1964; NOM-021- RECNAT-2000). Se etiquetaron con el nombre del colector, zona de muestreo, identificación de la muestra y fecha de recolección.

Trabajo de laboratorio

Tratamiento de las muestras de suelo recolectado

La muestra fue mezclada. El secado se realizó al ambiente con el propósito de facilitar el manejo de la muestra, mejorar su homogenización y disminución de los cambios químicos indeseables. Se extendieron las muestras sobre charolas de cartón, logrando una

profundidad inferior a 2.5 cm y se colocaron a la sombra a una temperatura no mayor a 35°C.

Se retiraron los terrones del suelo, las rocas y material orgánico visible. Posteriormente se pasaron por un tamiz con aberturas de 2 mm de diámetro (malla10) de nylon. Una vez tamizado se homogenizó y se separaron 1.5 kg de suelo para realizar las pruebas. Las muestras fueron almacenadas en frascos de plástico, perfectamente cerrados (Chapman y col., 1988; NOM-021- RECNAT-2000).

Determinación de las características físicas y químicas del suelo

Una vez seco y tamizado el suelo, se procedió a la determinación de las propiedades físicas y químicas que se muestran en el cuadro 7.

Cuadro 7. Métodos empleados para la determinación de las características físicas y químicas según lo recomendado por la NOM-021-RECNAT-2000 y por Jackson, 1964.

Parámetro	Método
pH real	Potenciómetro
pH potencial con KCl	Potenciómetro
Conductividad	Conductímetro
Densidad aparente	De la probeta
Densidad real	Picnómetro
Textura	Hidrómetro simplificado
Concentración de Materia Orgánica	Walkley y Black
Capacidad de Intercambio Catiónico	Acetato de Amonio
Nitrógeno	Kjelndahl

Tratamiento de esporomas colectados

Se seleccionaron los esporomas que se encontraban en buenas condiciones, se fragmentaron en trozos menores a 1 cm aproximadamente para su secado a temperatura ambiente durante 72 horas. Posteriormente se introdujeron en bolsas de papel y se llevaron a la estufa a una temperatura de 60° C durante 48 horas para su total deshidratación.

Una vez cumplido el tiempo de secado se pesó el material, se pulverizó en el mortero y se conservaron en bolsas de plástico correctamente etiquetadas.

Análisis por Espectrometría de Absorción Atómica

Preparación de las muestras para la determinación de metales pesados en esporomas y suelo.

Se pesaron 0.2 g de cada muestra de esporoma seco y macerado, se colocaron en matraces micro Kjeldahl. A cada matraz se le agregaron 5 mL de una mezcla de ácido nítrico-ácido perclórico en una proporción 3:1 y se colocaron en un digestor. La digestión se llevó a cabo en dos fases, en la primera reacciona principalmente el ácido perclórico produciendo gases color marrón; una vez terminada esta fase se agregaron otros 5 mL de la mezcla di-ácida y se llevó nuevamente al digestor. En la segunda fase se producen gases blancos. Una vez que las muestras no produjeron gases y se tornaron traslucidas fueron retiradas, se dejaron enfriar, se aforaron a 50 mL con agua desionizada y se filtraron.

Para las muestras de suelo se siguió el mismo procedimiento, también se llevaron a digestión con la mezcla de ácido nítrico-ácido perclórico 3:1 y las fases de la digestión son similares salvo que son más violentas por lo que se extremaron precauciones.

Todas las muestras se almacenaron en envases de polietileno de 100 mL, previamente lavados para absorción atómica y se refrigeraron hasta su lectura en el espectrofotómetro de absorción atómica.

Preparación de las curvas patrón

Se prepararon soluciones de concentraciones ascendentes 0.0, 0.2, 0.4, 0.8, 1.6, 3.2 mg L⁻¹ de cada uno de los elementos a estudiar Pb, Cu, Zn, Fe, Cd, Ni, Co. Se empleó una solución estándar de cada metal, la cual se encuentra a una concentración de 1000 mg L⁻¹. Con la fórmula $C_1V_1=C_2V_2$ se calculó la cantidad de estándar que requiere cada punto de la curva.

Análisis de las muestras

La lectura de metales pesados se hizo en el laboratorio de espectroscopia de la FES Zaragoza, tanto de la muestras de ectomicorrizas y suelo así como de dos blancos y los seis puntos de la curva de cada metal. El instrumento utilizado fue el Espectrofotómetro de Absorción Atómica modelo Varian AA-1475; este instrumento emplea lámparas de cátodo hueco específicas para alcanzar la longitud de onda en que se lee cada metal según lo que se muestra en el cuadro 8.

Cuadro 8. Condiciones de lectura de los metales cuantificados según lo especificado por el fabricante del Espectrofotómetro de Absorción Atómica modelo Varian AA-1475.

Elemento	Longitud de onda (µm)	Mezcla de gases
Pb	217.0	Aire-Acetileno
Cu	324.8	Aire-Acetileno
Zn	213.9	Aire-Acetileno
Fe	248.3	Aire-Acetileno
Cd	228.8	Aire-Acetileno
Ni	232.0	Aire-Acetileno
Co	240.7	Aire-Acetileno

Cálculo de la concentración de metales pesados.




Se realizó un gráfico de la curva de calibración, colocando concentraciones conocidas en mg L^{-1} contra la absorbancia. Posteriormente se interpolaron las lecturas de absorbancia de cada muestra y así se determinó cuál es la concentración de cada metal tanto en suelo como en los esporomas.

Resultados, análisis y conclusiones

Visita a los mercados

Los esporomas obtenidos en los mercados de Amecameca y Ozumba se muestran en el cuadro 9.

Cuadro 9. Especies de esporomas adquiridas a vendedores en los mercados de Amecameca y Ozumba. Fotografías tomadas en los mercados de septiembre de 2011 a enero de 2012.

Sitio	Especie	Imágenes de las especies colectadas.
Amecameca	<i>Laccaria laccata</i>	
Amecameca	<i>Helvella lacunosa</i>	
Amecameca	<i>Amanita cesarea</i>	

Cuadro 9. Continuación.

Amecameca

Cantarellus cibarius



Ozumba

Lactarius deliciosus



Ozumba

Ramaria sp.






Ozumba

Boletus edulis



Los esporomas colectados en los sitios de muestreo se muestran en el cuadro 10.

Cuadro 10. Sitios de muestreo y especies de esperomas colectados. Fotografías tomadas en los sitios de muestreo de septiembre de 2011 a enero de 2012.

Sitio	Especie	
1	<i>Russula cyanoxantha</i>	
1	<i>Russula turci</i>	
2	No hubo muestras	-
3	<i>Coltricia perennis</i>	

Cuadro 10. Continuación.

4 *Laccaria laccata*



4 *Amanita muscaria*



5 *Laccaria laccata*



5 *Phaeocollybia sp.*



Cuadro 10. Continuación.

6	<i>Agaricus augustus</i>	
7	No hubo muestra	-

Propiedades físicas y químicas del suelo

El suelo comprende un sistema dinámico en el cual numerosas reacciones químicas se llevan a cabo simultáneamente. Las fases sólidas proporcionan el control final de las actividades de sus constituyentes iónicos en el suelo (Mortvedt, 1991).

En el cuadro 11 se muestran los resultados de los análisis físicos y químicos del suelo de los siete sitios de muestreo. El sitio 1 se encuentra en la zona de convergencia entre el bosque de pino y pastizal alpino. Los sitios 2, 3, 4, 5 y 7 presentan una vegetación de *Pinus hartewi*. En el sitio 6 se encuentra un bosque de *Abies religiosa*.

En general se encontraron suelos ácidos, con un pH real entre 4.48 y 5.98 y el potencial entre 4 y 5.03, por lo que la adsorción y formación de minerales específicos de Fe (II) disminuye y la adsorción de cationes disminuye a medida que el pH disminuye (Mortvedt, 1991).

La textura es franco arenosa y concentraciones de arcilla entre 4.16 y 8.16%; son suelos no salinos. Presentan concentraciones medias de materia orgánica con excepción del sitio 1

donde es baja (4.19%) y en el sitio 6 donde es alta (16.4%), lo que favorece que gran parte del hierro puede ser reducido y estar presente en la solución del suelo o adsorbido en superficies como Fe^{2+} o complejos de este ion. La materia orgánica del suelo forma complejos muy estables con Zn y Cu particularmente en el sitio 6 (Mortvedt, 1991).

Todos los sitios presentaron alta capacidad de intercambio catiónico lo que indica que poseen numerosos sitios de adsorción y gran cantidad de nutrimentos disponibles. Se ha mostrado que la adsorción de Fe por arcillas afecta la capacidad de intercambio catiónico. Algunos cationes pueden servir de puente entre complejos húmicos y la superficie de arcilla, mientras otros ocupan sitios periféricos y están disponibles para el intercambio con ligandos de la solución del suelo. La solubilización y transporte de cationes micronutrientes a la raíz de las plantas pueden incluir series de reacciones que involucran ligandos naturales (Mortvedt, 1991).

Se encontró una concentración de nitrógeno total en un intervalo de 0.28 a 0.56 %, mientras que el sitio 1 es de convergencia entre el bosque de pino y pastizal alpino, registró 0.20%, el sitio 6 es bosque de *Abies religiosa*, concentración cercana al 100% del sitio anterior, no obstante, de acuerdo a (NOM-021-RECNAT-2000), los valores son adecuados para suelos volcánicos.

Cuadro 11. Propiedades físicas y químicas del suelo de los puntos de muestreo. Análisis realizado según lo establecido por la NOM-021-RECNAT-2000.

Punto	pH	pH	Densidad	Densidad	%	Textura			Conductividad
	Real	Potencial	Aparente	Real		Espacio Poroso	%	%	
						Arena	Limo	Arcilla	Eléctrica
1	5.45	4.00	0.92	1.87	50.80	70	25.84	4.16	0.1316
2	5.15	4.12	0.88	1.41	37.59	62	29.84	8.16	0.0614
3	5.98	5.03	1.05	1.96	46.43	61	34.84	4.16	0.0607
4	4.95	4.46	0.86	2.1	59.09	65	27.84	7.16	0.0471
5	4.82	4.15	0.88	1.56	43.58	69	26.84	4.16	0.0671
6	4.48	4.26	0.84	2.12	60.38	72	22.84	5.16	0.0795
7	5.52	4.76	0.86	1.60	46.25	64	29.84	6.16	0.0795

Cuadro 11. Continuación.

Punto	% Materia Orgánica	Capacidad de Intercambio Catiónica	% de Nitrógeno Total
1	4.19	22.6	0.28
2	6.37	31.5	0.56
3	10.05	24.75	0.367
4	9.21	19	0.34
5	9.71	27	0.61
6	16.4	31.3	0.54
7	6.7	26.6	0.47

Concentraciones de metales pesados detectadas en los esporomas colectados y en el suelo de los sitios de muestreo

En siguiente cuadro se observan las concentraciones de metales pesados en los esporomas obtenidos en los mercados de Amecameca y Ozumba. Los metales que más se absorben son Cu, Zn y Fe que son metales esenciales. En las ultimas etapas de la actividad volcánica el Fe se encuentra separado de cualquier otro elemento y puede ser encontrado algunas veces en los manantiales de agua caliente y en las venas atribuidas a emanaciones volcánicas (Mortvedt, 1991).

La solubilidad de Zn^{2+} es altamente pH-dependiente y disminuye en 100 veces por cada unidad de incremento en el pH, de acuerdo a los resultados de pH, podemos decir que la solubilidad del Zn es baja (Mortvedt, 1991).

Aunque la solubilidad de óxidos y otros compuestos presentes en forma natural de Cu, Zn y Fe es extremadamente baja, la adsorción y enlace de estos micronutrientes por las partículas coloidales del suelo es suficientemente fuerte para hacer de esto un proceso importante en el control de la disponibilidad de estos nutrientes por las plantas (Mortvedt, 1991).

Los cationes micronutrientes Cu, Zn y Fe ciertamente participan en las reacciones de intercambio catiónico y, por lo tanto, se mantienen cerca de la superficie del suelo cargadas negativamente por atracción electrostática, situación que ocurre en nuestros sitios ya que la CIC es buena (Mortvedt, 1991).

Por otro lado el Pb no fue detectado en los esporomas y el Cd lo absorbieron cuatro especies: *Laccaria laccata*, *Helvela lacunosa*, *Lactarius deliciosus* y *Ramaria sp.* Ni, fue absorbido por todas las especies, este también es un elemento esencial aunque se requiere en menor cantidad.

Cuadro 12. Concentración promedio de metales pesados detectada en esporomas colectados en el Parque Nacional Izta-Popo

Sitio	Especie	Metal (mg kg ⁻¹)						
		[Pb]	[Cd]	[Zn]	[Cu]	[Co]	[Ni]	[Fe]
Amecameca	<i>Laccaria laccata</i>	ND	0.03333	0.1321	0.3429	ND	0.06666	0.0666
Amecameca	<i>Helvela lacunosa</i>	ND	0.06666	0.2071	0.2999	ND	0.06666	0.2666
Amecameca	<i>Amanita cesarea</i>	ND	ND	0.2357	0.2999	ND	0.06666	0.6
Amecameca	<i>Cantarellus cibarius</i>	ND	ND	0.1036	0.3143	0.04	0.1333	0.63
Ozumba	<i>Lactarius deliciosus</i>	ND	0.03333	0.1714	0.2571	0.04	0.1333	0.1
Ozumba	<i>Ramaria sp.</i>	ND	0.03333	0.1393	0.6143	ND	0.06666	0.3714
Ozumba	<i>Boletus edulis</i>	ND	ND	0.1536	0.3571	ND	0.06666	0.3047
1	<i>Russula cyanoxantha</i>	ND	ND	0.1643	0.3999	ND	0.1333	0.2
1	<i>Russula turci</i>	ND	ND	0.2143	0.3857	ND	0.1333	0.3714
2	No hubo muestra	-	-	-	-	-	-	-
3	<i>Coltricia perennis</i>	ND	ND	0.2	0.4571	ND	0.1333	0.6905
4	<i>Laccaria laccata</i>	ND	ND	0.1643	0.3999	0.04	0.1333	0.6905
4	<i>Amanita muscaria</i>	ND	ND	0.2143	0.3857	ND	0.06666	0.4286
5	<i>Laccaria laccata</i>	ND	ND	0.1771	0.3571	ND	0.1333	1.4
5	<i>Phaeocollybia sp.</i>	ND	ND	0.1071	0.4857	ND	0.1666	0.3666
6	<i>Agaricus augustus</i>	ND	ND	0.6641	0.5143	ND	0.2	0.7333
7	No hubo muestra	-	-	-	-	-	-	-

Cuadro 13. Concentración promedio de metales pesados detectada en el suelo de los siete sitios de muestro en el Parque Nacional Izta-Popo.

Sitio	Metales (mg kg ⁻¹)						
	[Pb]	[Cd]	[Zn]	[Cu]	[Co]	[Ni]	[Fe]
1	0.1333	0.03333	0.00714	0.2	ND	0.0666	7.48
2	0.0666	0.03333	0.01429	0.2	ND	0.1333	7.24
3	0.13333	ND	0.01429	0.2286	ND	0.1333	7.96
4	0.0666	ND	0.01429	0.24285	ND	0.1333	7.24
5	0.0666	ND	0.00714	0.2	ND	0.2	6.52
6	0.0666	ND	0.07142	0.2	ND	0.1666	8.16
7	0.1333	ND	0.01429	0.2571	ND	0.1333	6.92

Como se muestra en el cuadro 13, el sitio 1 el suelo presento Pb y Cd mientras que en los esporomas no se detectaron. El Cu y Zn que son metales esenciales, se detectaron en mayor concentración en los esporomas que en el suelo. Por su parte el Co no se detectó en el suelo ni en esporomas. La concentración de Ni en el suelo es el doble respecto a la de esporoma.

En el sitio 2 no se obtuvieron esporomas, sin embargo, se realizó el análisis en suelo. Se encontraron concentraciones más elevadas de Pb y Cd que de Zn. El Cu fue el metal después del Fe con mayor concentración. Tanto el Pb como el Cd son elementos no esenciales y tienen un gran potencial de acumulación en suelo.

En el sitio 3 y 4 los esporomas no registraron concentraciones de Pb y Cd. En cuanto a los metales Zn y Cu se encontraron en mayor concentración en el esporoma que en el suelo; mientras que Ni se presenta en concentraciones similares para ambos. *Laccaria laccata* del sitio 4 registró concentraciones de Co y en el suelo no se detectó.

Los esporomas del sitio 5 tampoco absorbieron Pb y Cd. El Zn y Cu fueron absorbidos por los esporomas, y se encontraron en concentraciones superiores a las del suelo.

En el sitio 6 se presentaron las concentraciones más elevadas para Zn y Cu, en suelo y en *Agaricus augustus*, por lo que esta especie es la más representativa, puesto que se encontró en el suelo más ácido, con mayor concentración de materia orgánica y mayor capacidad de intercambio catiónico. La especie no absorbió Pb y Cd.

Los metales permanecen en el suelo, en gran parte por adsorción en la superficie de los constituyentes del suelo, y tanto la cantidad adsorbida como las fuerzas de enlace a las superficies varían de un elemento a otro (Mortvedt, 1991).

Las fases sólidas juegan un papel importante en la determinación de la solubilidad de los micronutrientes en el suelo. Siempre que la actividad del ion de un nutriente en la solución del suelo exceda la concentración de equilibrio de algún mineral, dicho mineral empieza a precipitarse. Por el contrario, siempre que un nutriente en la solución del suelo disminuye su concentración por debajo de la solubilidad de equilibrio de la fase sólida, dicha fase empezará a disolverse. De esta forma las fases sólidas tienden a amortiguar la concentración de nutrientes solubles en el suelo (Mortvedt, 1991).

En la figura 6 se observan los procesos que mantienen el suelo en un equilibrio dinámico. A medida que las plantas remueven un nutriente de las soluciones del suelo (reacción 1), la concentración de ese nutriente disminuye. Si dicho nutriente se mantiene en el complejo de intercambio del suelo, parte del nutriente adsorbido es liberado (reacción 4) para restablecer su nivel en la solución. El agotamiento de un nutriente de la solución causa que los minerales cristalinos y otros precipitados se disuelvan (reacción 6) para surtir de nuevo la solución del suelo y restaurar de nuevo los sitios de intercambio agotados del mismo (reacción 3). Al mismo tiempo, los microorganismos pueden remover nutrientes del suelo durante el desarrollo de su actividad metabólica (reacción 7). También durante la descomposición de la materia orgánica algunos nutrientes pueden ser liberados a la solución del suelo (reacción 8). Las reacciones 7 y 8 se esquematizan con líneas punteadas para indicar que a menudo los microorganismos están también involucrados en este tipo de reacciones y que las reacciones de equilibrio pueden ser modificadas por las reacciones de energía metabólica de los microorganismos (Mortvedt, 1991).

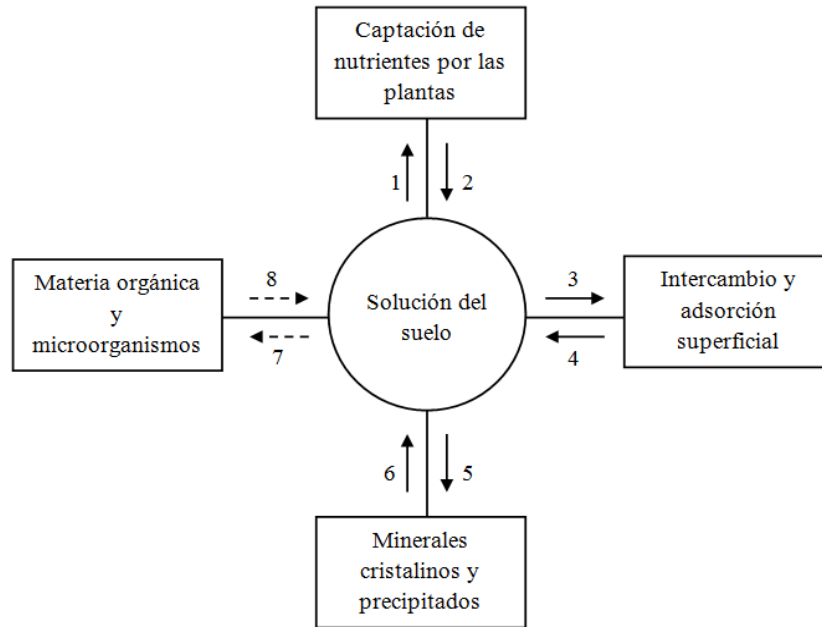


Figura 6. Diagrama del equilibrio dinámico que ocurre en el suelo (Mortvedt, 1991).

El ambiente de los suelos está cambiando constantemente debido a la fluctuación en la temperatura, crecimiento en las raíces, respiración de los microorganismos, cambios en los niveles de O_2 y CO_2 , niveles alternantes de humedad y otros cambios importantes, como ocurre en nuestros sitios y organismos de estudios (Mortvedt, 1991).

En esta discusión consideramos la adsorción como la adhesión de micronutrientes, en un medio acuoso, a las superficie de materiales sólidos, incluyendo materiales de arcilla, materia orgánica y óxidos de Fe y Al. La formación de complejos orgánicos con metales a través de quelación o secuestro es un mecanismo importante de enlace en los suelos (Mortvedt, 1991).

Barber (1962) definió el flujo de masa como el movimiento de los nutrientes disueltos transportados por la corriente de H_2O a través del suelo hacia las raíces de la planta. Este movimiento ocurre como resultado de un déficit en la raíz de la planta inducido por la transpiración. Si el flujo de masas o el flujo convectivo no pueden proporcionar todos los nutrientes a la raíz como los que son absorbidos por la planta, la concentración en la superficie de la raíz disminuye y se desarrolla un gradiente de concentración. El

movimiento de nutrientes como resultado de este gradiente hacia la superficie de la raíz fue definido como movimiento por difusión.

Concentraciones representativas

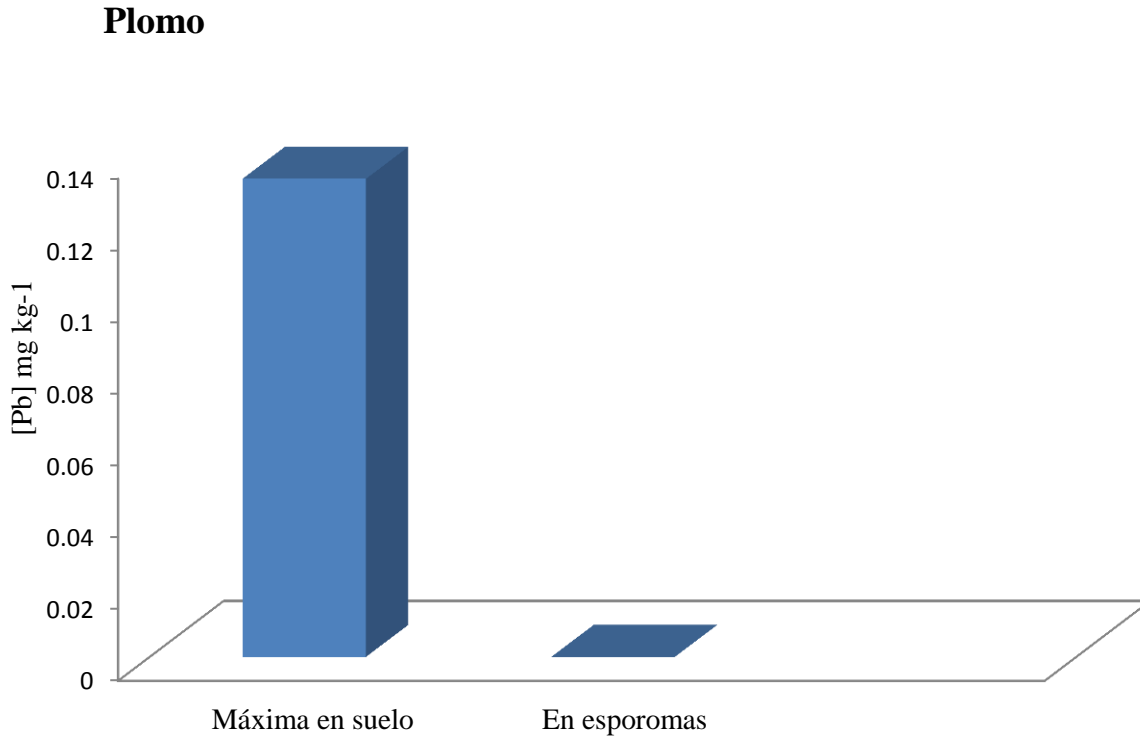


Figura 7. Principales concentraciones de plomo en el suelo y los esporomas colectados en el Parque Nacional Izta-Popo.

En la figura 7 se muestran las concentraciones máximas de Pb tanto en suelo como en esporomas. Se detectó Pb en todos los sitios de muestreo siendo la concentración más alta 0.13333 mg kg⁻¹ y la concentración más baja 0.06666 mg kg⁻¹. Por su parte no se detectó presencia de plomo en ningún esporoma.

La movilidad del plomo es baja y aumenta a medida que disminuye el pH, tal es el caso de los suelos de la zona que presentan pH moderadamente ácidos a fuertemente ácidos. La gran capacidad inmovilizadora de Pb que tiene la materia orgánica produce un enriquecimiento de este horizonte superficial (Zimdahl, 1977).

El Pb es muy tóxico para los microorganismos del suelo, en el caso de las ectomicorrizas se valen de estrategias para evitar su ingreso, ya sea fijándolos al suelo o haciéndolos más solubles y fáciles de desplazar por lixiviación, por estas razones se asume que no se encontró Pb en ningún esporoma estudiado.

Cadmio

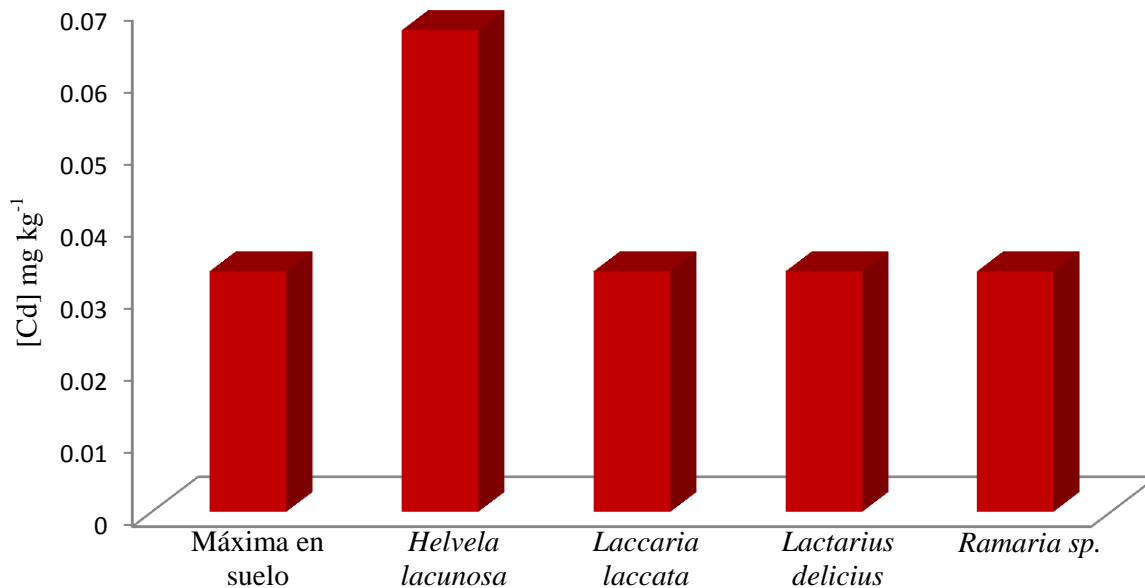


Figura 8. Principales concentraciones de cadmio en el suelo y los esporomas colectados en el Parque Nacional Izta-Popo.

En la figura anterior se muestran los resultados del análisis de Cd en suelo y en los esporomas colectados. El Cd es un metal muy escaso y difícil de encontrar de manera natural, es altamente tóxico. Se detectó Cd en el suelo de los sitios 1 y 2 en una concentración de 0.0333 mg kg⁻¹ para ambos sitios. La movilidad es media y su solubilidad es influenciada por el pH y por la cantidad total de Cd; forma complejos con la materia orgánica que son menos estables que los formados con Pb y Cu. En el suelo la arcilla adsorbe Cd (Sierra, 2005).

El Cd fue detectado en cuatro especies de ectomicorrizas obtenidas de los mercados. En Amecameca *Laccaria laccata* presentó una concentración de $0.0333 \text{ mg kg}^{-1}$ que fue similar a lo encontrado en el suelo. *Helvella lacunosa* presentó una concentración de 0.066 mg kg^{-1} lo que indica que esta especie absorbe y acumula este metal en el esporoma. En el mercado de Ozumba las especies *Lactarius deliciosus* y *Ramaria sp.*, presentaron una concentración de $0.0333 \text{ mg kg}^{-1}$ lo que indica que absorben este metal pero en menor proporción.

Zinc

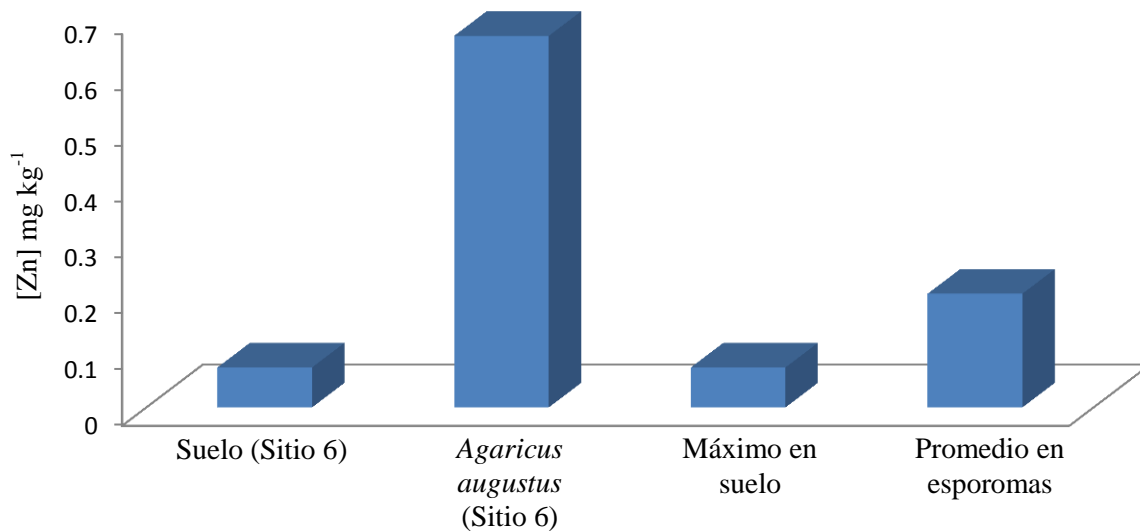


Figura 9. Principales concentraciones de zinc en el suelo y los esporomas colectados en el Parque Nacional Izta-Popo.

Se detectó Zn en el suelo de todos los sitios de muestreo con concentraciones que van desde los 0.00714 a los $0.01429 \text{ mg kg}^{-1}$. Es un metal esencial para los organismos, su toxicidad es baja. Se encuentra asociado a la solución del suelo y es fácilmente adsorbido por minerales secundarios de arcilla aunque sus enlaces covalentes son más débiles. Por lo que su presencia está relacionada con la CIC del suelo. Su movilidad es baja en medios básicos y neutros pero en el caso de los suelos ácidos, su movilidad es alta. Es más soluble que los compuestos de Cu por lo que puede llegar con facilidad a los mantos freáticos (Mortvedt, 1991; Martin, 2001; Farrah y col., 1977).

Todos los esporomas presentaron Zn en concentraciones de 10 a 20 veces superiores que en el suelo, en un promedio de $0.20322 \text{ mg kg}^{-1}$, esto debido a que es un elemento esencial y los organismos cuentan con mecanismos de absorción. La concentración más alta la presentó *Agaricus augustus* (sitio 6) $0.6641 \text{ mg kg}^{-1}$, lo que se ve influenciado por la concentración de Zn en el suelo que también fue la más alta $0.0714 \text{ mg kg}^{-1}$. El pH real fuertemente ácido de 4.48 y la alta CIC de 31.3

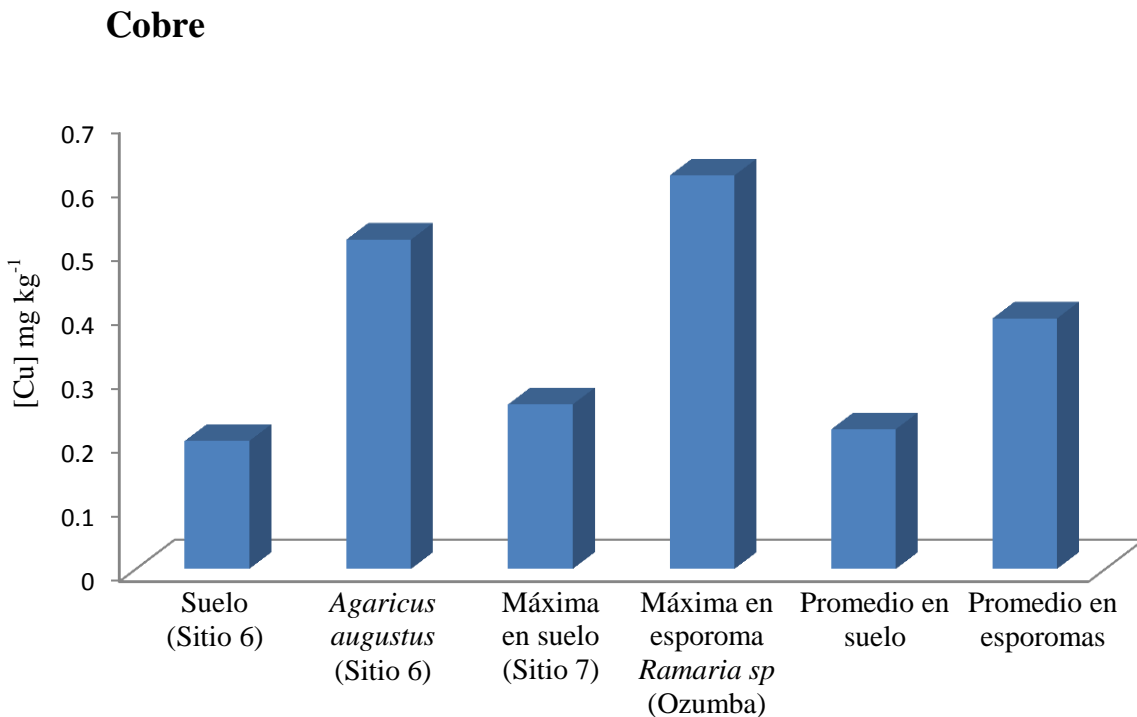


Figura 10. Principales concentraciones de cobre en el suelo y los esporomas colectados en el Parque Nacional Izta-Popo.

La presencia de cobre en el suelo es común, es un metal esencial para los organismos. En los 7 sitios de muestreo se detectó Cu en concentraciones de 0.2 a $0.2571 \text{ mg kg}^{-1}$ siendo este el valor más alto en el sitio 7. Las formas bioasimilables de este metal se presentan de acuerdo con el pH y los componentes asociados a su adsorción y fijación son la materia orgánica y el óxido de hierro que en el caso de los sitios de muestreo fueron elevadas. También juegan un papel importante los minerales de arcilla (Mortvedt, 1991; Mc. Laren y col., 1995).

La concentración más elevada se presentó en *Ramaria sp.*, $0.6143 \text{ mg kg}^{-1}$ obtenido en el mercado de Ozumba. Otra especie que presentó elevadas concentraciones de Cu fue *Agaricus augustus* $0.5143 \text{ mg kg}^{-1}$ lo que se puede relacionar con el pH de la zona 4.48, la concentración de materia orgánica de 16.4 %, y la concentración de Fe de 8.16 mg kg^{-1} . Como ya se mencionó, estas propiedades influyen en la biodisponibilidad del elemento y el sitio 6 fue el que presentó los valores más elevados. La concentración promedio en las otras especies fue de $0.3914 \text{ mg kg}^{-1}$ que fue mayor que lo registrado en suelo, sin embargo, la diferencia no fue alta como en Zn.

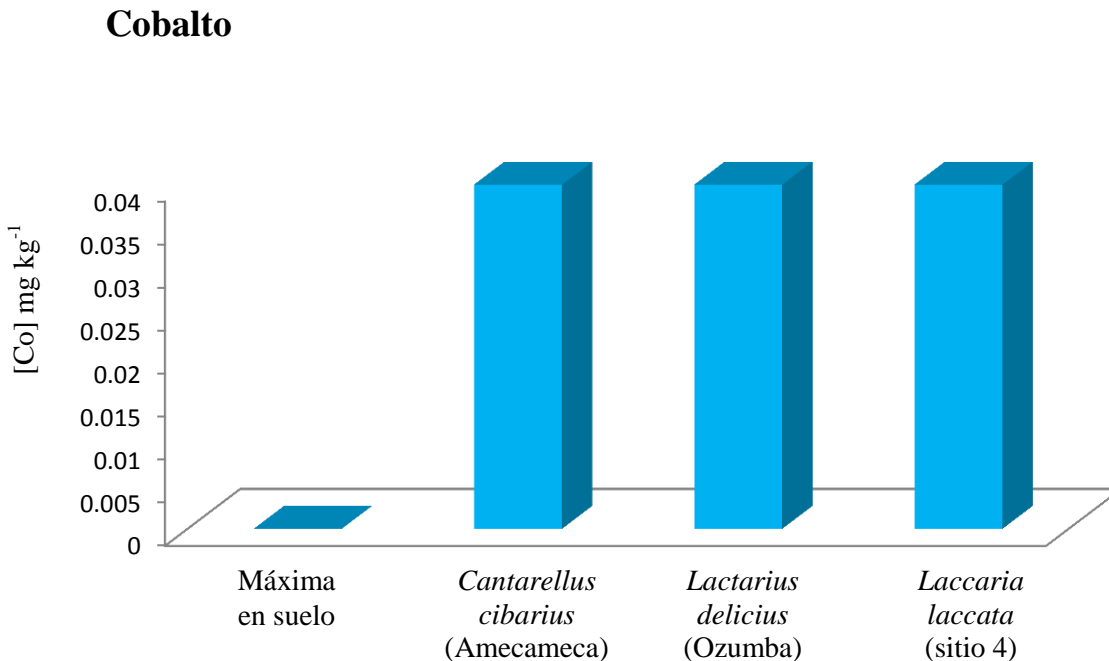


Figura 11. Principales concentraciones de cobalto en el suelo y los esporomas colectados en el Parque Nacional Izta-Popo.

En la figura 11 se muestra que el Co se detectó en tres especies, con concentraciones de 0.04 mg kg^{-1} , sin embargo, no se detectó su presencia en el suelo en ninguno de los sitios de muestreo. Esto se puede deber a que los suelos son ácidos lo que facilita la solubilidad del Co y su movimiento por el suelo. El muestreo se realizó después de la temporada de lluvias por lo que es posible que las especies químicas de cobalto hayan sido lixiviadas (Mortvedt, 1991; Sierra, 2005).

La presencia de Co en los esporomas es posible porque el micelio subterráneo se extiende a horizontes inferiores que no fueron muestreados de donde captaron este metal y lo trasladaron a toda la ectomicorriza incluido el esporoma.

Por otro lado la espectrofotometría de absorción atómica, pese a ser una técnica precisa, no indica la ausencia de un elemento; solo que la concentración es muy baja y no es detectado. Por esta razón es posible que estas tres especies de esporoma absorban y acumulen este elemento.

De acuerdo con Sierra, (2005) las partículas de polvo o especies químicas volátiles de origen lejano son transportadas por el viento y pueden ser captadas por las partes aéreas de la cubierta vegetal. Esto se corroboró en los esporomas colectados, ya que la parte aérea de las ectomicorrizas están expuestas a diversas fuentes de emisión atmosférica de metales pesados como es el caso de las erupciones del volcán Popocatepetl.

Níquel

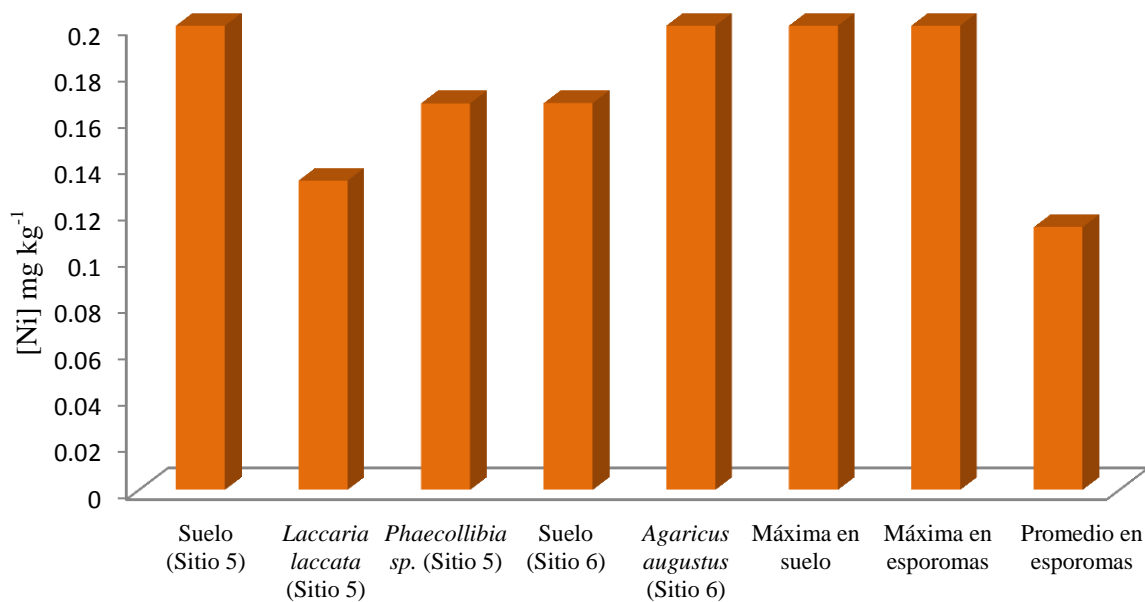


Figura 12. Principales concentraciones de níquel en el suelo y los esporomas colectados en el Parque Nacional Izta-Popo.

La concentración de níquel varió de $0.0666 \text{ mg kg}^{-1}$ (valor más bajo, sitio 1) hasta 0.2 mg kg^{-1} (valor máximo, punto 5) siendo el valor más constante $0.1333 \text{ mg kg}^{-1}$ (cuadro 12 y 13). La movilidad, así como su biodisponibilidad dependen del pH siendo de medio a neutro y alta conforme se acidifica. Es adsorbido por la materia orgánica lo que reduce la adsorción por arcilla. Es sumamente móvil en suelos ricos en materia orgánica pues los complejos que forma con ella no son fuertes (Bloomfield, 1981).

En los esporomas las concentraciones variaron entre 0.0666 y $0.13333 \text{ mg kg}^{-1}$ en la mayoría de los casos con excepción de dos especies *Phaecollibia sp.* $0.1666 \text{ mg kg}^{-1}$ colectada en el sitio 5 cuya concentración en suelo fue la máxima. La segunda especie y la de mayor concentración fue *Agaricus augustus* con 0.2 mg kg^{-1} que fue colectada en el sitio 6 que presentó en suelo la segunda concentración más elevada $0.16666 \text{ mg kg}^{-1}$ y los valores de acidez y materia orgánica más altos (ver figura 12).

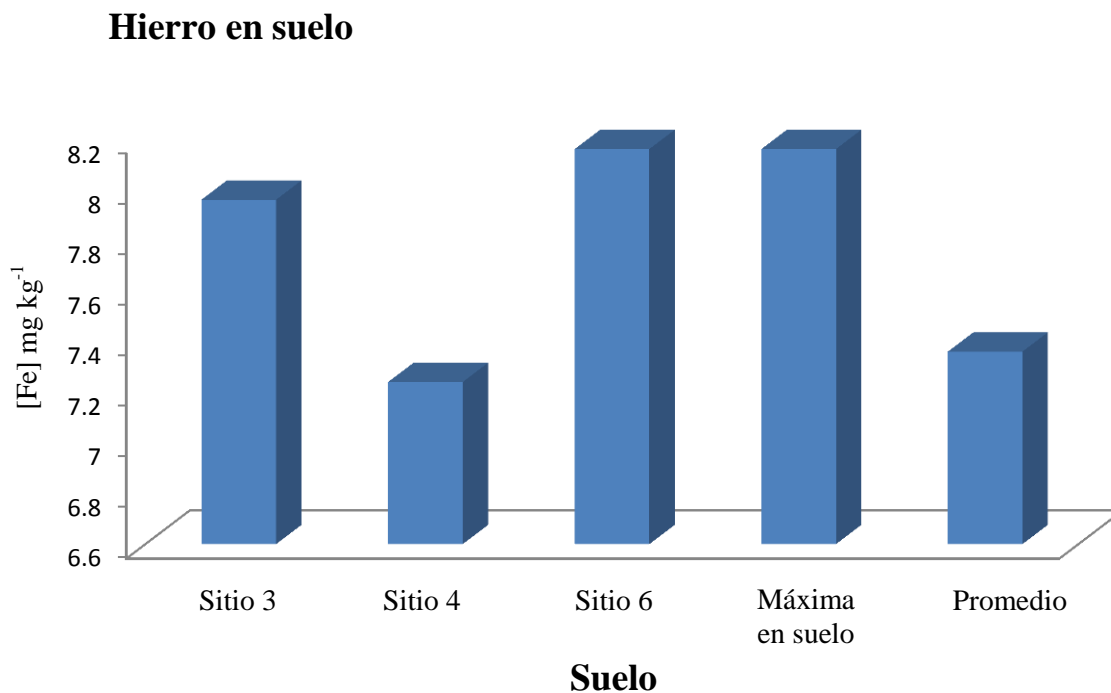


Figura 13. Principales concentraciones de hierro en suelo colectado en el Parque Nacional Izta-Popo.

El Fe es uno de los elementos más abundantes en la corteza terrestre, forma parte de un sinnúmero de minerales y se deposita en el suelo debido a la erosión de las rocas o a erupciones volcánicas. En los suelos de la zona de estudio se detectaron concentraciones promedio de 7.36 mg kg^{-1} siendo la más alta la del sitio 6 con 8.16 mg kg^{-1} (ver figura 13).

Hierro en esporomas

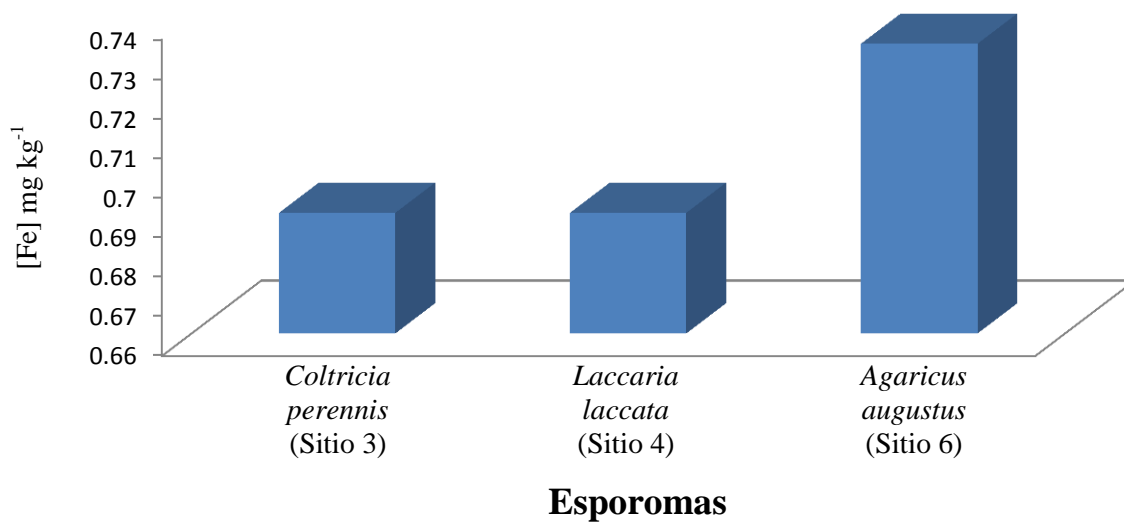


Figura 14. Principales concentraciones de hierro en esporomas colectados en el Parque Nacional Izta-Popo.

En los esporomas se encontraron concentraciones que van desde los 0.1 hasta los $0.7333 \text{ mg kg}^{-1}$. Siendo las tres especies que aparecen en la Figura 13 las que presentaron la mayor concentración. *Agaricus augustus* del sitio 6 presentó la concentración más elevada $0.7333 \text{ mg kg}^{-1}$ lo cual se relaciona con las propiedades físicas y químicas del suelo así como con el contenido en el suelo que fue mayor (ver figura 14).

Es importante destacar que el esporoma influencia los movimientos difusivos y convectivos de nutrientes. La velocidad de transpiración afecta directamente la velocidad de movimiento de H_2O y, por lo tanto, la convección, mientras que la velocidad de absorción de nutrientes influencia el gradiente de concentración cerca de la superficie del tejido y, por lo tanto, la difusión (Mortvedt, 1991).

El flujo de masas o convección solo involucra transferencia de iones por el movimiento del agua como resultado de la succión inducida por las plantas en la superficie del tejido (Barber, 1962). El proceso de movimiento térmico de los iones en un medio, de un punto de mayor concentración a otro de menor se conoce como difusión (Mortvedt, 1991).

El tejido estimula primero el movimiento de nutrientes por flujo de masa y, en segundo lugar, estimula la transferencia de iones por difusión si su velocidad de absorción de nutrientes es mayor que la velocidad de movimiento de iones por convección (Mortvedt, 1991).

Comparación de la concentración de metales pesados en el suelo con las normas y valores de referencia.

Las concentraciones detectadas en los suelos del Parque Nacional no rebasaron los límites permisibles nacionales e internacionales para definir si un suelo está contaminado o no. El Pb, Zn, Cu, Ni, Co se encuentra muy por debajo del valor de referencia. La concentración de Cd fue de $0.0333 \text{ mg kg}^{-1}$, comparada con los valores de referencia de 0.06 mg kg^{-1} los suelos no están contaminados, sin embargo al haber Cd hay un riesgo de que algún organismo acumulador lo absorba y se vuelva tóxico en tanto avanza en la cadena trófica.

Cuadro 14. Comparación entre las concentraciones detectadas en el Parque Nacional Izta-Popo y el promedio de valores de referencia internacionales. Elaborado a partir de: México. NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004; concentraciones críticas Bowen, 1979; Kabata y Pendias 1992; Kabata y Pendias 1984; valores de referencia promedio. Mc. Bride, 1994; Rueda y col., 2011

Metales	Promedio de valores de referencia internacionales mg kg^{-1}	Concentración máxima en los sitios de muestreo mg kg^{-1}
Pb	10-84	0.1333
Cd	0.06-11	0.0333
Zn	17-125	0.07142
Cu	6-80	0.2571
Ni	4-55	0.2
Co	20-50	ND
Fe	-	8.16

Toxicidad de los esporomas comestibles colectados

De las 13 especies de ectomicorrizas a las que pertenecen los esporomas colectados, 9 son comestibles y son consumidas por los pobladores de las comunidades aledañas al Parque Nacional Izta-Popo. Estas especies son; *Laccaria laccata*, *Helvella lacunosa*, *Amanita cesarea*, *Cantarellus cibarius*, *Lactarius deliciosus*, *Ramaria sp.*, *Boletus edulis*, *Russula cyanoxantha*, *Agaricus augustus*.

Las concentraciones de Pb y Cd no rebasaron las concentraciones máximas establecidas en la NOM-130SSA1-1995, ni los valores para una intoxicación humana, por lo que no existe riesgo al consumir estos productos, sin embargo *Helvella lacunosa* si rebasó el límite de Cd a consumir diariamente por lo que esto se tornaría peligroso a largo plazo si el producto es consumido de manera constantemente, esto debido a su capacidad acumulativa y su difícil excreción.

De igual forma el Zn, Cu y Fe se encuentran por debajo de los límites permisibles y no producirían intoxicaciones. La presencia de estos elementos en los esporomas los hace un alimento importante para el ser humano por su alto valor nutrimental pues estos elementos son esenciales para el buen funcionamiento del organismo. La cantidad de Ni detectado se encuentra dentro del límite recomendado de ingesta diaria (ver cuadro 15).

Cuadro 15. Comparación de las máximas concentraciones de metales pesados detectadas en los esporomas colectados y los criterios de toxicidad establecidos. Jiménez, 2001; ESTRUCPLAN, 2002; NOM-130-SSA1-1995.

Metal	Ingesta diaria	Intoxicación	Dosis Letal Media	Límites permisibles México (mg kg⁻¹)	Concentración máxima en esporomas (mg kg⁻¹)
Pb	0.1 mg	0.5 mg día	0.5 g	0.3	ND
Cd	0.010-0.035 mg kg ⁻¹	100 mg	350 mg	0.2	0.0666 <i>Helvela lacunosa</i> (Amecameca) 0.0333 <i>Lccaria laccata</i> (Amecameca) 0.0333 <i>Lactarius deliciosus</i> (Ozumba) 0.0333 <i>Ramaria sp.</i> (Ozumba)
Zn	10 mg	2 g	3-5 g	5.0	0.6641 <i>Agaricus augustus</i> (Sitio 6)
Cu	2-5 mg	-	50-500 mg kg ⁻¹ peso corporal	5.0	0.6143 <i>Ramaria sp.</i> (Ozumba) 0.5143 <i>Agaricus augustus</i> (Sitio 6) 0.4857 <i>Phaeocollybia sp.</i> (Sitio 5)
Ni	0.1-0.3 mg	-	-	-	0.2 <i>Agaricus augustus</i> (Sitio 6) 0.1666 <i>Phaeocollybia sp.</i> (Sitio 5)
Fe	15-18 mg	20-60 mg	600 mg	15.0	0.7333 <i>Agaricus augustus</i> (Sitio 6)

Conclusiones

Ninguna de las especies acumuló Pb, a pesar de ser detectado en el suelo de la zona.

El Cd es acumulado por cuatro especies *Laccaria laccata*, *Lactarius deliciosus*, *Ramaria sp.*, en cantidades de 0.0333 mg kg⁻¹ y en *Helvela lacunosa* 0.0666 mg kg⁻¹ siendo esta la que bioacumula en mayor cantidad el Cd, elemento no esencial y la acumulación fue mayor que en el suelos.

El Zn y Cu son absorbidos por las trece especies de ectomicorrizas en cantidades superiores a las del suelo donde se desarrollan, por lo que se pueden considerar bioacumuladoras.

Las concentraciones de los metales estudiados en el suelo no superan los límites permisibles en México ni los valores de referencia internacionales propuestos para establecer si un suelo está o no contaminado. Sin embargo, esto no significa que no haya riesgo pues en los ecosistemas existen organismos acumuladores que podrían favorecer el ingreso de estos metales a la cadena trófica.

Las nueve especies comestibles colectadas, no representan un riesgo para la salud puesto que la concentración de metales detectada no alcanza los límites permisibles establecidos en México, ni los valores de toxicidad propuestos por la OMS y otras instituciones.

Existe una relación directa entre las propiedades físicas y químicas del suelo (el pH, la concentración de M. O., la CIC) con la concentración de metales pesados, esto se observa fácilmente en *Agaricus augustus* del sitio 6, que absorbe en mayor concentración Zn, Cu, Ni y Fe y donde el suelo presenta los valores más ácidos de pH (4.48), la concentración más alta de M. O. (16.4%) y una CIC de 31.3 lo que favorece el aumento de la disponibilidad de estos elementos.

Bibliografía

Abbott L. y Robson A. 1992. What is the role of VA mycorrhizal hyphae in soil? In *Mycorrhizas in Ecosystems*. CAB International, Wallington, UK. 37-41p.

Abuzinadah R. Y Read D. 1986. The role of proteins in the nitrogen nutrition of Ectomycorrhizal plants: I. Utilization of peptides and proteins by Ectomycorrhizal Fungi. *Issue. 103 (3): 481-493.*

Agerer, R. 2002. *Colour Atlas of Ectomycorrhizae.*, Einhorn-Verlag. Munich.

Alexander M. 1971. *Microbial Ecology.* Wiley, New York.

Alexopolus, C.J. y MIMS C.W., 1985. *Introducción a la micología.* Ed. Omega. Barcelona, 638 p.

Alonso J. 2006. Bioacumulacion de Metales Pesados y Otros Contaminantes en Macromicetos. *Recursos Rurales SERIE DE CURSOS. 3:19-28*

Allen M. 1991. *The ecology of mycorrhizae.* Ed. Cambridge University Press. Cambridge.

Alloway J. 1990. Soil processes and the behaviour of metals. *Heavy Metals in Soils.* John Wiley and Sons, Inc. New York 7-28 p.

Alloway J. 1995. *Hevy Metals in soils.* 2a ed. Blackie Academic and Professional London, UK. 368 p.

Assman E. 1970. *The Principies Of Forest Yield Study.* Pergamon Press, Oxford.

Aubert H., y Pinta M. 1977. Trace elements in soils. Amsterdam: Elsevier Scientific. 395 p.

Berthelsen B., Steinnes E. 1995. Accumulation patterns of heavy metals in soil profiles as affected by forest clear-cutting. *Geoderma* 66, 1-14.

Bloomfield C. 1981. The translocation of metals in soils in the chemistry of soils processes. Eds. John Wiley & sons. New York. 462p.

Bollag M., Mertz T., Otuen L. 1994. Role of microorganisms in soil bioremediation. Bioremediation through rhizosphere technology. American Chemical Society. Washington, DC. 2-10 p.

Bowen H. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Pre: London

Brandl H. 2005. Heavy Metals in the Environment. Edición Elsevier Academic Press. 15-18 p.

Brundrett MC. 1991. Mycorrhizas in natural ecosystems. In: Macfayden A, Begon M & Fitter AH (eds) *Advances in Ecological Research*, 21. Academic Press, London. pp. 171-313 p.

Burges A.1971. *Biología del Suelo*, Ediciones Omega, España, 596 p.

Carpaena O., Bernal P. 2007. Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos en ecosistemas. Asociación Española de Ecología Terrestre. 16(2): 1-3.

Carrera A. 2004. *Manejo y Evaluación de Ectomicorrizas en especies forestales*. Chapingo. 10(2): 93-98.

CENAPRED, SEGOB y UNAM. 2001. Las cenizas volcánicas del Popocatepetl y sus efectos para la aeronavegación e infraestructura aeroportuaria México 163 p.

Chandra P., Venkata S., Balaram V., Praveen M., Jayarama S. 2006. A study on trace elemental composition of atmospheric aerosols at semi-arid urban site using ICP-MS technique. *Atmospheric Environment*. 40:136-146.

Chapman D., Pratt P., Parker H. 1988. Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas. Trollas. México D. F. 250 p.

Collado D., Sánchez J., Navarro A., Del Moral F. 2000. Suelos desarrollados sobre materiales aluviales afectados por actividades mineras en El Arteal (Cuevas de Almaznora, Almería). *Edafología*. 73:217-225

CONANP. 2009. Parque Nacional Iztapopo. <http://iztapopo.conanp.gob.mx/vegetacion.php>
Consultado: Noviembre 2011

CONANP. 2012. Program de manejo del parque nacional iztacihuatl Popocatépetl. http://iztapopo.conanp.gob.mx/.../programa_de-manejo_izta_popo.pdf Consultado: Septiembre 2012

Cyrus J., Stölzel M., Heinrich J., Kreylig W., Menzel N., Wittmaack K., Tuch T., Wichmann T. 2003. Elemental composition and sources of fine and ultrafine ambient particles in Erfurt, Germany. *The Science of the Total Environment*. 305:143-156.

Earshaw, A., Greenwood, N., 1997. Chemistry of the Elements. Elsevier Science 2° ed. U.S.A. 1305 p.

ESTRUCPLAN Consultoría. S. A. 2002. Toxicología-sustancias. Argentina. <http://www.estrucplan.com.ar/Producciones/entrega.asp>. Consultado 19-noviembre-2012.

Farrah H., y Pickering W. 1977. The sorption of lead and cadmium species by clay minerals. *Aust. J.* 30, 1417-1422 p.

Fernández J. 2006. Introducción á macromicología. Recursos Rurais. 3:13-17.

Florence T., Battley G. 1977. Determination of the chemical form of trace metal in natural waters with special references to Cu, Pb, Cd and Zn. *Talanta*.24:151 -152.

Garbay R., Martínez M., Cifuentes J. 2009. Disponibilidad de esporomas de hongos comestibles en los bosques de pino-encino de Ixtlán de Juárez Oaxaca. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 80:521-534.

Gadd G. 1993. Interactions of fungi with toxic metals. *New Phytol*.124:25-60.

Galán E., Romero A., 2008. Contaminación de suelos por metales pesados. *Revista de la Sociedad Española de Mineralogía*. Macla 10:48-60

García N., Pineiro G. 2003. Programa de Gestión y Conservación del suelo. Segundo ciclo de Ciencias Ambientales. Universidad de Extremadura. 25-31 p.

Gjoka F., Felix-Henningsen H., Wegener I., Salillari y Beqiraj A. 2010. Heavy metals in soils from Tirana (Albania). *Environmental Monitoring and Assessment* 172:517-527.

Guerrero J., Rodríguez C., Deyá M., Jornet A. 1990. Metales pesados en sedimentos marinos del Golfo de Vera (Almería). *Oceanografía*. 83 p.

Harley J., Smith S. 1983. Mycorrhizal Symbiosis. Academic Press, London, 483p.

Hawley, 1993. Diccionario de química y de productos químicos. Ediciones Omega, S.A. España. 1146 p.

Herrera T., Ulloa M., 1998. El Reino de los Hongos. Fondo de Cultura Económica. México, 552p.

Iskandar I. 2001. Environmental restoration of metals- contaminated soils. CRC Press LLC. United States of America.303 p.

Jackson M. 1964. Análisis químico de suelos. Ediciones Omega S. A. Barcelona, España. 662 p.

Jimenez B. 2001. La contaminación ambiental en México: Causas, efectos y tecnología apropiada. Ed. Limusa. México. 926 p.

Kabata A., Pendias H. 1984. The critical concentrations in plants is the level above which toxicity effects are likely. Plant and Soil. 85:107-129.

Kabata A., Pendias H. 1992. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press.UnitedStates of America.365 p.

Kabata A., Pendias H. 2000. Trace elements in soils and plants. Third Edition. CRC Press, Inc. Boca Raton. USA. 413 p.

Karthikeyan, R., Kulakow, P.A. y Kennedy, A.C. 2003. Soil plain microbe interactions in phytoremediation. Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology. 78:53-74.

Kaul N. 2002. Biology and conservation of mushrooms. Science Publishers Inc. USA. Printed in India. 255p.

Li L., Christie, P. 2000. Changes in soil solution Zn and pH and uptake of Zn by arbuscular mycorrhizal red clover in Zn-contaminated soil.*Chemosphere*.**42**, 201–207.

Lovley, R. 2000. Enviromental Microbe-Metal Interactions. American Society for Microbiology. Washington.

Mahler, R. 2003. General overview of nutrition for field and container crops. In: Riley, L. E.; Dumroese, R. K.; Landis, T. D. Tech Coords. National Proceeding: Forest and Conservation Nursery Associations. Springfield. 33 p.

Marin M. 2008. Determinación de metales pesados (Pb, Cd, Zn, Mn y Cu) en cenizas del volcán Popocatepetl. Tesis para obtener el título de biólogo. Instituto de Geofísica. UNAM p.

Martín F. 2001. Contaminación de suelos por el vertido de una mina de pirita (Aznalcóllar, España). Tesis doctoral. Universidad de Granada. 253 p.

Macías J. 2005. Geología e Historia Eruptiva de Algunos de los Grandes Volcanes de México. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, Volumen Conmemorativo del Centenario. 17 (3): 379-424.

McBride B. 1994. Environmental Chemistry of Soils. Oxford University Press, New York. 406p.

McLaren R., Swift R., Williams J. 1995. The absorption of copper by soil materials at low equilibrium solution concentrations. Journal of Soil Science. 32:247-256.

Micó, C. 2005. Estudio de metales pesados en suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. España. 508 p.

Micó, C., M. Peris, L. Recatalá, and J. Sánchez. 2007. Baseline values for heavy metals in agricultural soils in an European Mediterranean region. Science of the Total Environment 378:13-17.

Morcillo M., Sánchez M. 2000. Ectomicorrizas: Aplicación en la reforestación del paisaje y en cultivo de hongos comestibles. Ediciones Agrotecnicas. Madrid. 16:22-31.

Mortvedt J. 1991. Micronutrients in agriculture. Soil Science society of America. Universidad de Michigan. 760 p.

Münger K., Lerch K. 1985. Copper metallothionein from the fungus *Agaricus bisporus*: chemical and spectroscopic properties. Biochem. 24, 6751-6756.

Navarro A., Collado D., Sánchez J. 1999. Caracterización de la contaminación producida por actividades mineras en los suelos de la cuenca baja del río Almanzora. Bol. Geología y Minero. 109:173-192.

Navarro B. Navarro G. 2000. Química agrícola. El suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal. Ediciones Mundi- Prensa.España.488 p.

Navarro J., Aguilar I., López J. 2007. Aspectos Bioquímicos y Genéticos de la Tolerancia y Acumulación de Metales Pesados en Plantas. Ecosistemas 16(2):10-25.

NOM-021-RECNAT-2000. Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Norlex International, Edición electrónica. Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 23 de Abril de 2003, SEMARNAT.

NOM-130-SSA1-1995. Bienes y servicios. Alimentos envasados en recipientes de cierre hermético y sometidos a tratamiento térmico. Disposiciones y especificaciones sanitarias.

NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Que establece criterios para determinar la concentración de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Diario Oficial de la Federación.

Pérez J., Cerrato R. 1993. Ecología y perspectivas de cultivo de hongos comestibles ectomicorrizicos en México. 2 p.

Pérez J., García G., Esparza F. 2002. Papel ecológico de la flora rizosférica en fitorremediación. Avance y perspectiva. 21:297-300.

Pérez J., Lorenzana A., Carrasco V., Yescas A. 2010. Los hongos comestibles silvestres del parque nacional Izta-Popo, Zoquiapan y Anexos. Colegio de Posgraduados, SEMARNAT, Conacyt. Montecillo, Texcoco, Estado de México. 167 p.

Peyronel B., Fassi B., Fontana A., Trappe J. 1969. Terminology of mycorrhizae. Mycologia. 61:410-411.

Pineda R., 2004. Presencia de hongos micorrizicos arbusculares y contribucion de Glomusintraradiceas en la absorción y traslocación de cinc y cobre en girasol (*Helianthus annuus* L.) crecido en un suelo contaminado con residuos de mina. Tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias. Universidad de Colima.

Quilambo O. 2003. The vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. African Journal of Biotechnology. 2(12):539-546.

Quiñones G. 2008. Determinación de Metales Pesados po ICP-MS en agua colectada en Ciudad Universitaria, México. 70p.

Rocha E.2000. Principios básicos de espectroscopia. UACH, México. 123-203 p.

Rodríguez. 2007. Química de los metales.

Romic M., Hengl T., Romic D., Husnjak S. 2007. Representing soil pollution by heavy metals using continuous limitation scores. Computers & Geosciences 33:1316-1326.

Rueda G., Rodríguez J., Madrián R. 2011. Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas. Universidad Nacional de Colombia.

Sánchez M. de J., Martínez M. 2007. Los hongos ectomicorrízicos del Parque Nacional Izta-Popo y zona de influencia. UNAM. México. 83 p.

SEMARNAT. 2010. Plan de manejo tipo para Hongo Blanco *Tricholoma magnivelare*. 26 p.

Schmitt J., Meisch H. 1985. Cadmium in mushrooms—distribution, growth effects and binding. *Trace Elements Medicine*. 2(4):163-166.

Seoanez M. 1999. Ingeniería del Medio Ambiente Aplica al medio natural continental. 2da edición. Ediciones Mundi- Prensa. España. 702 p.

Sierra M. 2005. Niveles de metals pesados y elementos asociados en suelos de la provincial de Almería. Parámetros que los afectan y riesgos de contaminación. Universidad de Granada. 416 p.

Skoog D., James, Holler F. 1998. Principios de análisis instrumental, 5° ed. McGraw-Hill. 219-239 p.

Tao, Q. 1997. Effect of mycorrhiza on resistance of red clover to heavy metal Zn and Cd pollution. *Chemosphere* 42, 201-207 p.

Tobin M., L'homme B., Roux C. 1993. Immobilization protocols and effects on cadmium uptake by *Rhizopusarrhizus* biosorbents. *Biotechnol.* 7:739-744.

Turnau K., Kottke I., Dexheimer J. 1996. Toxic element filtering in *Rhizopogonroseolus/Pinus sylvestris* mycorrhizas collected from calamine dumps. *Mycol.* 100(1):16-22.

Vogt K., Publicover D., Vogt D. 1991. A critique of the role of ectomycorrhizas in forest ecology. *Agric. Ecosyst.* 35:171-190.

Vullo D. 2003. Microorganismos y metales pesados: una interacción en beneficio del medio ambiente. *Química viva*. Universidad de Buenos Aires. 2(3): 93-104.

Weissenhorn I., Mench, M., Leyval, C., 1995. Bioavailability of heavy metals and arbuscular mycorrhiza in a sewage sludge amended sandy soil. *Soil Biol. Biochem.* 27:287–296.

Wilcox H. 1964. *Xylem in roots of Pinus resinosa Ait .in relation to heterorhizy and growth activity.*In: Zimmerman, MH (ed) *The Formation of Wood in Forest Trees.* Academic Press, New York. 459-478 p.

Zindahl L., Skogerboe K. 1977. Behaviour of lead in soil. *Environmental Science and Technology.* 11:1202-1207.