



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

LICENCIATURA EN QUÍMICA

**IDENTIFICACIÓN Y CLASIFICACIÓN DE PLANTAS
DE LA ZONA MINERA DE MOLANGO CON CAPACIDAD
PARA TOLERAR O ACUMULAR MANGANESO**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
LICENCIADA EN QUÍMICA**

**PRESENTA:
NAYELI MARIEL CERÓN UBILLA**

**DIRECTORA DE TESIS:
DRA. ROSA ICELA BELTRÁN HERNÁNDEZ**

PACHUCA DE SOTO, HGO., OCTUBRE 2009

El siguiente trabajo se realizó en el laboratorio de ciencias ambientales perteneciente al Centro de Investigaciones Químicas (CIQ) de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, el cual fue un proyecto financiado por el PROMEP (PROMEP/UPPACH-PTC-013).

Parte de esta tesis fue presentada en el *2do. Taller Internacional de Biotecnología y 2do. Encuentro Internacional de Energías Alternativas*. Con el cartel titulado: Plantas acumuladoras de manganeso: Una revisión. Pachuca, Hgo., 7 – 9 noviembre 2007.

AGRADECIMIENTO

A la Dra. Rosa Icela Beltrán Hernández por compartir sus conocimientos, por su apoyo y su paciencia hacia mí en la realización de este trabajo.

Al M. en C. Luis Felipe Juárez Santillán por sus enseñanzas, su apoyo y por ser un buen amigo para mí.

Al M. en C. Miguel Ángel Villavicencio, L.Q. Blanca Estela Pérez Escandón y Dr. Arturo Sánchez González, del Centro de Investigaciones Biológicas de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. A la Dra. Leticia Pacheco, del Departamento de Botánica Estructural y Sistemática Vegetal de la Universidad Autónoma Metropolitana–Iztapalapa y Al M. en C. Ramiro Cruz Durán, del Herbario de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México. Por su gran ayuda en la identificación de las plantas

A todas aquellas personas que conocí y con las que compartí momentos en el tiempo que realicé de este trabajo por su apoyo y por el tiempo que me regalaron.

DEDICATORIA

A Dios por permitirme haber llegado a la meta deseada y por el tiempo que me presta día a día, por los momentos felices que pase y todo lo que aprendí en el camino.

A ustedes dos papá y mamá por creer en mí:

A mi Papá a quien solo puedo decir gracias por todo el apoyo que me ha brindado en el transcurso de mi vida por toda la ayuda recibida ya que ha hecho más ligero mi camino, por las palabras de aliento escuchadas en los momentos más difíciles, por todas las cosas y ahora que hago realidad uno de mis más grandes anhelos quiero agradecerle todo su amor, paciencia y comprensión para conmigo, por todo y por mucho más gracias.

A mi Mamá por la fe y confianza que siempre me brindo, por sus oraciones y sabios consejos con los cuales me ha guiado siempre hacia adelante y por su apoyo que recordare siempre como ejemplo de lucha y superación por todo el tiempo a mi lado, te quiero.

A mi hermano y a mi hermana que son mi familia, pero sobre todo mis amigos y compañeros de esta gran escuela que junto con mis papás hemos formado, por su apoyo y su fe en mí.

*En realidad, todas las cosas, todos los acontecimientos,
para quien sabe leerlos con profundidad, encierran
un mensaje que, en definitiva, remite a Dios*

- S.S JUAN PABLO II

CONTENIDO

	Página
Índice de figuras	iii
Índice de tablas	iv
RESUMEN	v
1 INTRODUCCIÓN	1
2 MARCO TEÓRICO	2
2.1 Generalidades del manganeso	2
2.1.1 Características fisicoquímicas del manganeso	2
2.1.2 Procesos de extracción del manganeso	4
2.1.3 Usos del manganeso	6
2.1.4 Fuentes de contaminación	7
2.1.5 Toxicidad del manganeso en plantas	7
2.1.6 Toxicidad del manganeso en seres humanos	9
2.2 Manganeso en el ambiente	10
2.2.1 Manganeso en el suelo	10
2.2.2 Manganeso en las plantas	10
2.2.2.1 Metalófitas	12
2.2.2.2 Plantas acumuladoras e hiperacumuladoras	14
2.2.2.3 Mecanismo de absorción	15
2.3 Fitorremediación	18
3 JUSTIFICACIÓN	22
4 OBJETIVOS	23
4.1 Objetivo general	23
4.2 Objetivos específicos	23
5 MATERIALES Y MÉTODOS	24
5.1 Descripción del área de estudio	24
5.1.1 Localización geográfica de la zona de estudio	24

5.2 Recolección y preparación de muestras	25
5.2.1 Recolección de muestras vegetales	25
5.2.2 Recolección de sustratos	28
5.2.3 Recolección de agua	28
5.2.4 Preparación de muestras	28
5.2.4.1 Muestras vegetales	28
5.2.4.2 Muestras de sustratos	30
5.2.4.3 Muestras de agua	31
5.2.5 Determinaciones fisicoquímicas de vegetales y sustratos	31
5.2.5.1 Textura	31
5.2.5.2 pH	33
5.2.5.3 Potencial redox	34
5.2.5.4 Conductividad eléctrica	35
5.2.5.5 Capacidad de intercambio catiónico	36
5.2.6 Cuantificación de manganeso	37
5.2.6.1 Cuantificación en plantas	37
5.2.6.2 Cuantificación en los sustratos	38
5.2.6.3 Cuantificación en el agua	38
5.2.7 Clasificación de plantas	39
6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	40
6.1 Caracterización fisicoquímica de sustratos	40
6.2 Contenido de Mn en sustratos y agua	41
6.3 Identificación y clasificación de plantas	44
CONCLUSIONES	50
BIBLIOGRAFÍA	51
ANEXOS	58

ÍNDICE DE FIGURAS

		Página
Figura 1	Simbología del manganeso en la tabla periódica	2
Figura 2	Diagrama de la producción de manganeso	5
Figura 3	Número total de especies de metalófitas por elemento en América Latina	13
Figura 4	Respuestas típicas de las plantas frente a la presencia de metales pesados en el suelo	17
Figura 5	Aplicaciones de la fitorremediación	18
Figura 6	Localización del municipio de Molango, Hgo. y ubicación de los puntos de muestreo	24
Figura 7	Fragmento de la carta geológico-minera Molango F14-D51	27
Figura 8	Acomodo y prensado de ejemplares vegetales	29
Figura 9	Plantas con FT < 1	46
Figura 10	Plantas con FT > 1	48

ÍNDICE DE TABLAS

	Página	
Tabla 1	Propiedades físicas y químicas del manganeso	3
Tabla 2	Número de plantas hiperacumuladoras en el mundo	15
Tabla 3	Ubicación geográfica y características de Molango, Hgo.	25
Tabla 4	Ubicación de los sitios de muestreo	26
Tabla 5	Fechas de muestreos y número de especies colectadas	27
Tabla 6	Características físicas y químicas de los sustratos	43
Tabla 7	Contenido de manganeso en los órganos de las plantas y los sustratos	45

RESUMEN

En ambientes extremos, como lo son los suelos mineralizados, los organismos se adaptan a estas condiciones anómalas. Las plantas que ahí habitan se denominan metalófitas y su capacidad para tolerar y acumular metales es importante para recuperar ecosistemas contaminados. El objetivo de este estudio fue identificar y clasificar las especies más abundantes de metalófitas en la zona minera de Molango, Hidalgo. Para ello se colectaron muestras de planta y sustrato rizóferico, en las cuales se cuantificaron las concentraciones de Mn. Además, en las muestras de sustrato, se evaluó el pH, potencial redox (E_h), conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEs) y capacidad de intercambio catiónico (CIC), por ser propiedades relacionadas con el comportamiento de los metales. Finalmente, las especies vegetales colectadas se identificaron y se clasificaron de acuerdo a la estrategia fisiológica que mostraron frente al Mn. Los sustratos presentaron condiciones moderadamente alcalinas (7.65-8.19) y reductoras ($-89.19 \leq E_h \leq -54.65$ mV), sin problemas de salinidad (CEs < 2 dS m^{-1}), CIC entre media y alta y textura arenosa. Ninguna de estas condiciones fue limitante para el desarrollo de las plantas. Las concentraciones de Mn en los sustratos variaron entre 11 638 a 100 763 $mg\ kg^{-1}$ sustrato, las cuales son superiores a la establecida como fitotóxica; sin embargo, esta condición tampoco fue limitante para el crecimiento de las especies vegetales estudiadas. Se identificaron diez plantas, de las cuales la mitad mostró capacidad para tolerar el Mn y la otra mitad para acumularlo. Dado que los índices de bioacumulación de ambos grupos de plantas fueron bajos (0.01-0.75), podrían considerarse como candidatas para procesos de fitoestabilización.

1 INTRODUCCIÓN

En los suelos mineralizados se encuentran especies metalófitas capaces de tolerar, acumular e hiperacumular metales, y estas capacidades han dado lugar al desarrollo de un grupo de técnicas conocidas como fitorremediación. La identificación de estas metalófitas es importante para su aplicación en procesos de remediación de agua o de suelos contaminados.

A nivel mundial se conocen un poco más de 400 especies clasificadas como acumuladoras, la mayoría de ellas se han encontrado en Europa debido principalmente al interés que existe en este continente por conocer este tipo de especies antes de que se extingan. En Latinoamérica hay pocos estudios acerca de especies tolerantes y acumuladoras de metales; no obstante, debido a la gran cantidad de zonas mineras presentes en esta área, es probable encontrar este tipo de plantas.

El Estado de Hidalgo cuenta con más de 500 años de minería. Entre sus zonas mineras más importantes destaca la de Molango, el depósito de Mn más grande de Latinoamérica, en la cual aún no se han realizado estudios de identificación de plantas metalófitas. Por tal motivo, el principal objetivo de este trabajo de investigación fue identificar y clasificar las plantas más abundantes en la zona, que presentaran la capacidad de tolerar o acumular Mn. La identificación de este tipo de especies incrementará el número de especies reportadas útiles para recuperar sitios contaminados con metales o bien para revegetarlos y estabilizar los metales contaminantes.

2 MARCO TEÓRICO

2.1 GENERALIDADES DEL MANGANESO

2.1.1 Características fisicoquímicas del manganeso

El manganeso (Mn) es uno de los elementos más abundantes de la corteza terrestre; se encuentra en el suelo, sedimentos, rocas, agua y productos biológicos (Gunnar *et al.*, 2000).

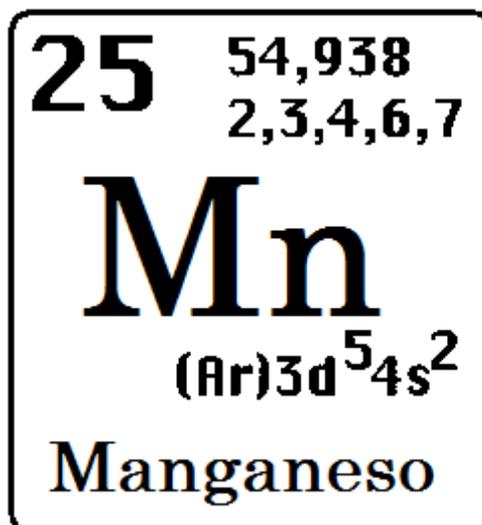


Figura 1. Simbología del manganeso en la tabla periódica

El Mn fue descubierto en 1774 por el químico sueco Carl Wilhem Scheele. Su número atómico es 25 (Figura 1), es uno de los metales de transición del primer periodo largo de la tabla periódica y puede presentarse en ocho diferentes estados de oxidación (los más importantes son: +2, +3 y +7). El óxido más estable es el dióxido de manganeso (MnO₂) (Gunnar *et al.*, 2000). En la tabla 1 se presentan las propiedades físicas y químicas del Mn.

El Mn es un micronutriente esencial; en los vegetales funciona como centro catalítico para la oxidación del agua en el fotosistema II. También funciona como cofactor para una variedad de enzimas como la superóxido dismutasa-Mn (MnSOD) (Marschner, 1995), la isocitrato–deshidrogenasa en el ciclo de los ácidos tricarboxílicos (Lehninger, 1972), la arginasa en el ciclo de la urea y la fosfotransferasa en la glucólisis (Yuan *et al.*, 2006).

Tabla 1. Propiedades físicas y químicas del manganeso

PROPIEDAD	VALOR, CARACTERÍSTICA
Peso molecular	54.94 g mol ⁻¹
Punto de ebullición	1962 °C
Punto de fusión	1244 °C
Solubilidad en agua	Insoluble
Presión de vapor	0 mm Hg
Densidad de vapor	7.47 a 6.28
Gravedad específica	7.20 (metal)
Estado físico	Sólido
Biodisponibilidad	Disponible como Mn ²⁺
Apariencia y olor	Metal grisáceo, ennegrecido cuando se oxida

Fuente: Riojas *et al.* (2003)

2.1.2 Procesos de extracción del manganeso

El Mn se encuentra en las minas formando diversos minerales, de los cuales, los de interés industrial son: la pirolusita (MnO_2), braunita (Mn_2O_3), hausmanita (Mn_3O_4), manganita ($\text{Mn}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$), rodonita (MnSiO_3) y húbnerita (MnWO_4) (Gilchrist, 1989).

Existen tres tipos de depósitos de Mn: i) los sedimentarios, que contienen pirolusita; ii) las acumulaciones de carbonatos, que suelen estar compuestas por rodocrosita (MnCO_3) y iii) los depósitos estratiformes. De ellos, sólo los depósitos sedimentarios tienen un tamaño adecuado y suelen trabajarse con técnicas a cielo abierto (Gunnar *et al.*, 2000).

Para la producción comercial de Mn metálico se tienen dos procesos: la fusión reductora y la electrólisis, también llamada depósito electrolítico.

La fusión reductora es realizada en un horno de cuba que requiere de una elevada temperatura. El hierro que contiene la mina se concentra con el Mn metálico y también se reduce algo de silicio en la fusión. Comercialmente no se puede obtener por fusión Mn puro, lo que se obtiene es ferromanganeso, con un 75 a 80% de Mn (Murrall *et al.*, 1982). El ferromanganeso obtenido se muele y lixivia con el líquido anódico, que tiene carácter ácido y reduce al Mn. La solución clara, así como el filtrado de la parte baja de la cuba, que ahora tiene carácter básico, se envían al depósito del líquido catódico y se le añade sulfato amónico. La solución de los sulfatos manganoso y amónico se filtra antes de introducirla en la cuba en la región catódica. Los líquidos anódico y catódico se separan por un diafragma para someterlos a procesos diferentes; al catódico se le inyecta una corriente de dióxido de azufre, mientras que el electrolito anódico se hace circular en cubas que contengan Mn o escorias ricas en él. Se emplean ánodos de plomo que contienen pequeñas cantidades de cobalto, antimonio y estaño, y el Mn se

deposita sobre cátodos de estaño o de acero inoxidable. Sólo el 2.5% de Mn se oxida a dióxido de manganeso (Murrall *et al.*, 1982). Para lograr un aumento en el rendimiento de la corriente, se puede realizar simultáneamente el depósito del Mn metálico sobre el cátodo de mercurio y del dióxido de Mn sobre el ánodo. Esto se logra empleando un electrolito de sulfato, que además permite eliminar el uso del diafragma.

La electrólisis se utiliza para la obtención de minerales de Mn con una riqueza del 99.98% (Murrall *et al.*, 1982). En la figura 2 se presenta el proceso de obtención electrolítica del Mn.

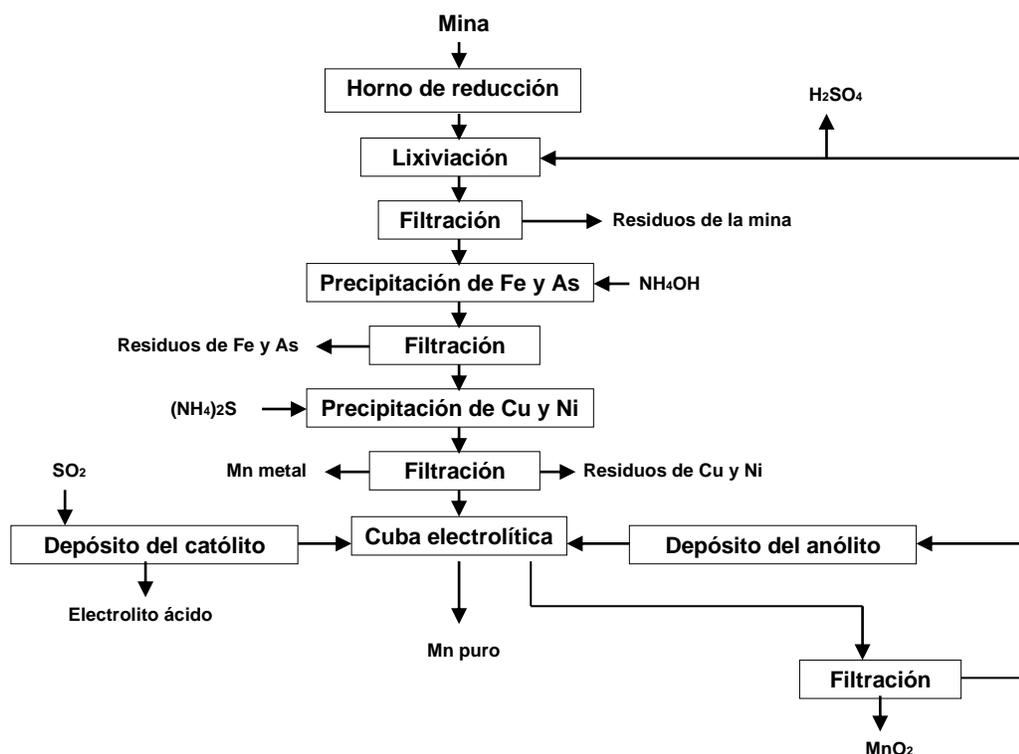


Figura 2. Diagrama de la producción de manganeso

Fuente: Murrall *et al.* (1982).

2.1.3 Usos del manganeso

La producción de Mn ocupa la cuarta posición en producción a nivel mundial con aproximadamente 34 millones de toneladas anuales; se sitúa detrás del hierro, el aluminio y el cobre. Su gran demanda se justifica por las numerosas aplicaciones, bien sea para la manufactura de objetos de acero, baterías portátiles o latas de aluminio para el envasado de bebidas.

El uso más importante del Mn es como agente desoxidante y desulfurante en la fabricación de los aceros, cuya industria consume el 90% del Mn producido. En la industria química se utiliza como agente oxidante y para la producción de permanganato de potasio y otros productos químicos derivados del Mn. También se usa como recubrimiento de electrodos en varillas de soldadura, en la fabricación de cerámica, vidrios y tintes. Algunas de las sales formadas por el Mn son utilizadas como fertilizantes, como secantes para el aceite de linaza, como colorantes en la fabricación de vidrio y como decolorantes de textiles y en el curtido de pieles. Uno de los derivados importantes del Mn es el metilciclopentadienil manganeso tricarbonilo (MMT, $\text{CH}_3\text{C}_5\text{H}_4\text{Mn}(\text{CO})_3$), el cual se usa como aditivo del fuel-oil como inhibidor de humos y como antidetonante en gasolinas (Gunnar *et al.*, 2000).

El Mn también se emplea para variar las propiedades de las aleaciones de aluminio, magnesio y cobre, y en forma de óxido desoxida las pilas secas. La ausencia del carbono en los derivados de Mn es importante, pues se ha comprobado que se puede fabricar acero rico en Mn, más blando y más fácil de trabajar que si se utiliza una aleación de Mn con bajo contenido de carbono (Murrall *et al.*, 1982).

El Mn explotado en Molango, Hgo. por la empresa Minera Autlán S.A.B. de C.V., se destina principalmente a la obtención de los siguientes productos:

ferromanganeso alto carbón, ferromanganeso medio carbón, ferromanganeso medio carbón grado electrodo, ferromanganeso bajo carbón, silicomanganeso y ferromanganeso medio carbón nitrogenado. Los productos anteriores se utilizan en la fabricación de acero; la selección de cada uno de ellos depende del uso y de las características requeridas en el producto final. Otros productos, elaborados en menor proporción, son los nódulos y los carbonatos de Mn, ambos usados en la producción de las ferroaleaciones; el bióxido de Mn grado batería, bióxido de Mn grado cerámico y óxido manganeso; este último se emplea en la fabricación de fertilizantes y en alimentos animales (Minera Autlán, 2005).

2.1.4 Fuentes de contaminación

El Mn es un metal común en la corteza de la Tierra, por lo que su presencia en los suelos es principalmente de origen natural. Además, por desempeñar funciones biológicas, no se considera un contaminante (Paschke *et al.*, 2004). No obstante, si la concentración sobrepasa los límites considerados como normales en algún organismo o compartimiento ambiental se considera un contaminante.

Las fuentes antropogénicas más importantes de Mn son las minas y las fundidoras, que al extraer y tratar el metal producen residuos ricos en Mn, los cuales han incrementado la concentración y la disponibilidad de este metal en el ambiente. Los yacimientos más ricos en Mn se encuentran en la costa oriental del Mar Negro, en Estados Unidos, India, África y América Latina. El yacimiento de Mn ubicado en Molango, Hgo., es el más grande en América Latina y el cuarto a nivel mundial (Murrall *et al.*, 1982).

2.1.5 Toxicidad del manganeso en plantas

Es importante considerar los siguientes factores para determinar si la concentración de un metal en el entorno de las especies vegetales es tóxico o no:

la sensibilidad de la especie al metal, la cantidad y especie química del metal, la ruta de exposición, la distribución temporal y espacial del metal, el tipo y la severidad del efecto tóxico, así como el tiempo necesario para producirlo. Comparar la concentración del metal presente en la planta con los valores considerados normales en vegetales, permite estimar la capacidad de la especie para sobrevivir en suelos contaminados (Ross y Kaye, 1994).

Por ser un micronutriente, el Mn es esencial para todos los vegetales; no obstante, la concentración que puede absorber cada planta varía considerablemente. Por ello, el intervalo de concentraciones que se consideran normales es muy amplio (20-500 mg kg⁻¹). Así mismo, el efecto de la concentración de Mn difiere entre las especies, variedades o genotipos en relación a su sensibilidad al metal (Scott *et al.*, 1998; Lee *et al.*, 1996; Choi *et al.*, 1996). Sin embargo, algunos autores han observado algunos efectos que se presentan de manera general en la plantas debido al Mn.

Marschner (1995) reportó que elevadas concentraciones de Mn tienen efectos dañinos sobre la actividad enzimática y hormonal, así como en la producción de aminoácidos. El exceso de Mn también puede provocar un desequilibrio en el contenido de algunos nutrientes en las plantas; principalmente afecta la absorción de magnesio y calcio y en menor medida la de zinc (De Varennes *et al.*, 2001). Estos desequilibrios a su vez, pueden ocasionar una reducción en el crecimiento de las plantas (Langheinrich *et al.*, 1992). En realidad, uno de los primeros síntomas asociados con la intoxicación por Mn está relacionado con la deficiencia de calcio y magnesio.

Los síntomas más comunes de intoxicación por Mn en plantas son clorosis férrica y puntos cafés en las hojas, así como hojas arrugadas y una mala distribución de la clorofila en hojas jóvenes. En un caso de daño severo, la raíz

presenta coloración café. Todos estos síntomas son más pronunciados en lugares con clima caluroso (Kabata-Pendias y Pendias, 2000).

Mahmound y Grime (1977) observaron que la susceptibilidad de algunas plantas a altos niveles de Mn está relacionada con el ambiente donde viven, las condiciones a las que están sujetas y la predisposición de las especies a la tolerancia de suelos ácidos.

Foy (1983), describe que la tolerancia a este metal está relacionada con las diferencias de cada especie vegetal; así como, con algunos procesos metabólicos de las plantas, como:

- 1) Poder de oxidación de la raíz de la planta, la posible oxidación del Mn a MnO₂, el cual está almacenado y es una fracción inactiva.
- 2) La absorción y factor de translocación para el Mn, que indica la relación que existe entre la concentración de Mn en la parte aérea de la planta y la concentración en su raíz.
- 3) La complejación de Mn con moléculas de bajo peso molecular producidas por la raíz de la planta y los microorganismos del suelo.
- 4) La encapsulación del Mn en centros no metabólicos.
- 5) La interacción con algunos iones y elementos químicos como NH₄⁺, Cu, Fe, Al y Si.

2.1.6 Toxicidad del manganeso en seres humanos

La vida media biológica del Mn es de 36 a 41 días, pero en el caso del Mn depositado en el cerebro, es considerablemente mayor. (Bueno *et al.*, 2005) En la sangre el Mn se encuentra unido a las proteínas, así que, como parte de una

metaloproteína es un elemento esencial para el hombre y no se considera un contaminante (Gunnar *et al.*, 2000).

El Mn se acumula en tejidos ricos en mitocondrias y atraviesa las barreras hematoencefálica y placentaria. También se han encontrado concentraciones más elevadas de Mn en las zonas más pigmentadas del organismo como la retina, la conjuntiva pigmentada, la piel morena y el pelo negro. Se calcula que la cantidad total de Mn en el organismo varía entre 10 y 20 mg para un varón de 70 kg. La exposición de los seres humanos a altas concentraciones de Mn produce síntomas típicos de la enfermedad de Parkinson y anomalías en el sistema reproductivo y el sistema inmune (Erikson y Aschner, 2003; Mark *et al.*, 2005).

2.2 MANGANESO EN EL AMBIENTE

2.2.1 Manganeso en el suelo

El Mn es uno de los elementos traza más abundantes en la litosfera. Comúnmente está presente en rocas en una concentración de 350 a 2000 ppm; las concentraciones más altas se presentan usualmente en rocas máficas. El Mn se encuentra en distintas formas iónicas o minerales, de las cuales las más comunes son: Mn^{2+} , Mn^{3+} o Mn^{7+} . El estado de oxidación (+2) es el más frecuente en minerales de silicato y su abundancia se justifica por la capacidad del Mn^{2+} para reemplazar a algunos cationes divalentes (Fe^{2+} , Mg^{2+}) en silicatos y óxidos (Kabata-Pendias y Pendias, 2000).

El valor promedio de Mn varía ampliamente de acuerdo al tipo de suelo; en podzoles es de 270 mg kg^{-1} y en cambisoles de 525 mg kg^{-1} . La media mundial calculada es de 437 mg kg^{-1} y la concentración máxima permisible (MAC, por sus siglas en inglés) en suelos agrícolas es de 1500 mg kg^{-1} (Kabata-Pendias y Pendias, 2000).

Los óxidos e hidróxidos de Mn, debido a su tamaño pequeño y gran área superficial, tienen importantes implicaciones geoquímicas (Bartlett, 1986). Todos los compuestos de Mn son importantes constituyentes del suelo, ya que son esenciales para la nutrición de las plantas. Así mismo, tienen un considerable efecto en algunas de las propiedades del suelo, en particular con los sistemas de equilibrio de potencial redox y pH (Kabata-Pendias y Pendias 2000).

Los niveles más altos de Mn han sido reportados en lugares donde los suelos tienen rocas extraídas de minas o suelos ricos en hierro y/o materia orgánica. También se ha comprobado que la adición de fertilizantes nitrogenados favorece la solubilización del Mn; esto podría incrementar la cantidad de Mn biodisponible y convertir al metal un contaminante (Bartlett, 1986).

2.2.2 Manganeso en las plantas

Reeves y Baker (2000) reportan que una concentración de Mn entre 20 y 500 mg kg⁻¹ en base seca (BS) se considera normal. Sin embargo, Kabata-Pendias y Pendias (2000) han propuesto un intervalo más reducido (de 30 a 300 mg Mn kg⁻¹ BS), ya que aseguran que diversas plantas se ven afectadas por una concentración de 400 a 1000 mg Mn kg⁻¹ BS. Mientras que consideran deficiente una concentración de 10 a 30 mg Mn kg⁻¹ BS. El intervalo más empleado actualmente es el propuesto por Reeves y Baker (2000).

De acuerdo a la concentración del metal que acumulan las plantas y la estrategia que usan en relación a él, se pueden clasificar como tolerantes o acumuladoras. Una especie tolerante usa la estrategia de exclusión, la cual puede actuar de dos maneras: i) limitando la absorción del metal mediante la exudación de compuestos a través de las células rizosféricas, estos compuestos generalmente son ácidos orgánicos que forman complejos poco solubles con el Mn; y ii) limitando la translocación del metal a la parte aérea de la planta, en este

caso, los complejos se forman en el interior de las células de la raíz. Por el contrario, una planta acumuladora es aquella que absorbe, transloca y compartimentaliza el metal en organelos celulares, en concentraciones superiores a las normales y sin mostrar síntomas visibles de intoxicación. En el caso del Mn, una planta capaz de acumular una concentración superior a $1000 \text{ mg Mn kg}^{-1} \text{ BS}$ en la parte aérea es una especie acumuladora. Una planta con una concentración mayor a $10,000 \text{ mg Mn kg}^{-1} \text{ BS}$ en la parte aérea se clasifica como hiperacumuladora (Baker y Brooks, 1989; Brooks, 1998).

Otros criterios empleados para clasificar las plantas de acuerdo a su capacidad de acumulación de metales son el índice de bioacumulación (IB, concentración del metal en la planta dividida entre la concentración del metal en el suelo) (Wilkins, 1978) y el factor de translocación (FT, concentración del metal en la parte aérea dividida entre la concentración del metal en la raíz) (Dowdy y McKone, 1997). Para que una planta sea considerada como acumuladora, los valores de IB y FT deben ser mayores que 1 (Baker *et al.*, 2000). Además, debe producir grandes cantidades de biomasa y presentar una distribución geográfica extensa (Xue *et al.*, 2004)

2.2.2.1 Metalófitas

Las metalófitas son especies de plantas que han desarrollado estrategias fisiológicas para sobrevivir y reproducirse en suelos con altos niveles de metales. Dentro de la metalófitas existen dos grupos; el primero de ellos es el de las eumetalófitas, plantas que requieren de altas concentraciones de algún metal y por ello son endémicas de suelos con afloramientos naturales de minerales metálicos. El otro grupo es el de las pseudometalófitas, llamadas también metalófitas facultativas, el cual comprende aquellas especies que toleran o acumulan altas concentraciones de metales y que a diferencia de las metalófitas, pueden sobrevivir en suelos mineralizados o no (Reeves y Baker 2000).

La investigación científica sobre metalófitas ha sido escasa en América Latina. En la literatura han sido descritas sólo 172 especies de plantas, de las cuales 30 son tolerantes y 142 son especies hiperacumuladoras (Figura 3), un número bajo en relación con la gran diversidad de especies existentes en América Latina (Cincotta *et al.*, 2000).

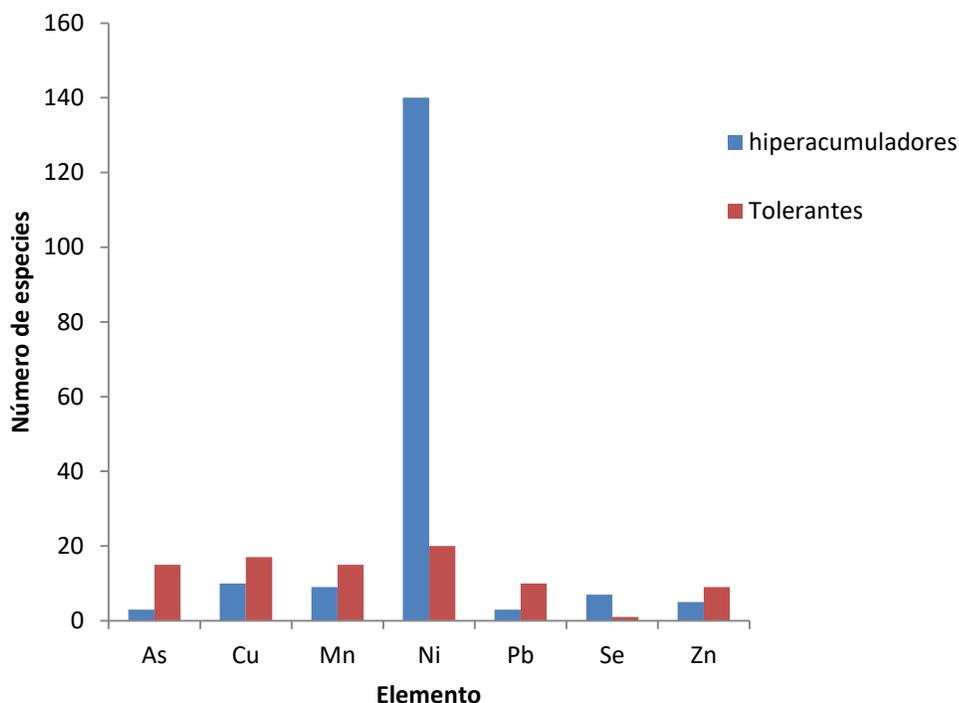


Figura 3. Número total de especies de metalófitas por elemento en América Latina

Fuente: Modificado de Cincotta *et al.* (2000).

Las metalófitas presentan un potencial atractivo para el desarrollo de fitotecnologías ambientales como rizofiltración, fitoestabilización, fitovolatilización, fitodegradación y fitoextracción (Becerril *et al.*, 2007). Además, algunas metalófitas pueden ser útiles como indicadores geobotánicos para la exploración mineral. Algunas de estas plantas se han utilizado para este fin extensivamente en Europa y África central (Brooks, 1998).

2.2.2.2 Plantas acumuladoras e hiperacumuladoras

La hiperacumulación de metales por las plantas es un proceso biológico intrigante y un fenómeno poco común, el cual parece estar implicado en la protección de la planta contra agentes patógenos, confiriéndole una posible ventaja adaptativa que aún no está firmemente establecida (Baker *et al.*, 2000; Behemer *et al.*, 2005). Aproximadamente 400 especies terrestres han sido identificadas como hiperacumuladoras de varios metales y metaloides como: níquel, cobre, cadmio, manganeso, zinc, plomo, cobalto, telurio, estaño, arsénico y selenio (Reeves y Baker, 2000). Sin embargo, hasta la fecha sólo 12 especies han sido reportadas como hiperacumuladoras de Mn, de las cuales 6 han sido las más estudiadas en los últimos años. *Chengiopanax sciadophylloides* es un árbol japonés capaz de acumular aproximadamente 23 500 mg kg⁻¹ BS en sus hojas en la fase madura (Mizuno *et al.*, 2008). *Schima superba* es un árbol perenne subtropical, nativo de la India, del este de Indonesia y Taiwan, que bajo condiciones hidropónicas logró acumular 30 000 mg kg⁻¹ BS (Yang *et al.*, 2008). *Phytolacca americana* es un arbusto perenne, nativo del este de Norte América. Esta planta hiperacumula Mn (13 400 mg kg⁻¹BS) y cadmio en sus hojas (Peng *et al.*, 2008). *Maytenus fourneri* es un arbusto endémico de Nueva Caledonia, el cual puede acumular aproximadamente 20 000 mg kg⁻¹ BS (Fernando *et al.*, 2008). *Gossia bidwillii* es un árbol de la selva tropical australiana, en el cual la concentración de Mn varía de 2 740 a 27 470 mg kg⁻¹ BS (Fernando *et al.*, 2007). *Phytolacca acinosa* es una planta perenne encontrada en Xiangtan, China, en suelos contaminados con Mn; esta especie acumula 14 480 mg kg⁻¹ BS en sus hojas (Xu *et al.*, 2007).

Las plantas hiperacumuladoras de Mn representan un porcentaje pequeño (menos del 0.2%) de todas las angiospermas (Tabla 2) (Baker *et al.*, 2000; Brooks, 1998; Baker y Brooks, 1989). Las especies de plantas conocidas como hiperacumuladoras de Mn son principalmente arbustos leñosos y árboles típicos

de áreas subtropicales (Bidwell *et al.*, 2002). La mayoría pertenece a las siguientes familias: Apocynaceae, Araliaceae, Celastraceae, Clusiaceae, Myrtaceae, Phytolacaceae, Pontederiaceae, Theaceae y Proteaceae (Bidwell *et al.*, 2002; Reeves y Baker, 2000; Proctor *et al.*, 1989).

2.2.2.3 Mecanismo de absorción

Diversos estudios han aportado información acerca de la absorción del Mn y su distribución en las plantas. Todos han encontrado evidencias de que la absorción del Mn se lleva a cabo por un metabolismo controlado, aparentemente similar a los de otras especies catiónicas divalentes como el Mg^{2+} y Ca^{2+} . Sin embargo, la absorción pasiva del Mn también ocurre, especialmente en soluciones donde la concentración de este metal es alta (Kabata-Pendias y Pendias, 2000).

Tabla 2. Número de plantas hiperacumuladoras en el mundo

METAL	NUMERO DE TAXA	NÚMERO DE FAMILIAS
Arsénico	2	1
Cadmio	1	1
Cobalto	28	11
Cobre	37	15
Plomo	14	7
Manganeso	12	9
Níquel	317	37
Selenio	20	7
Zinc	13	5

Fuente: Modificado de Reeves y Baker (2000)

La acumulación de Mn en las plantas depende del estado de oxidación en que se encuentre; las formas oxidadas de Mn(III) y Mn(IV) no son absorbidas por las plantas, mientras que la forma reducida de Mn(II) sí puede ser absorbida y translocada (Pittman, 2005).

Está reportado que el Mn se encuentra en los fluidos de las plantas y en muchos de los extractos en forma de catión libre, por lo tanto es transportado como Mn^{2+} (Tiffin, 1977).

La raíz constituye el tejido de entrada principal de metales pesados en la planta. Los metales pesados pueden llegar hasta ella por un proceso de difusión en el medio, mediante un flujo masivo y por intercambio catiónico. La raíz posee cargas negativas en sus células, debido en gran medida a la presencia de grupos carboxilo del ácido péctico. Las cargas negativas de estas células de la rizodermis interaccionan con las positivas de los metales presentes en el suelo, de manera que se crea un equilibrio dinámico que facilita la entrada de los metales a la célula. De esta forma, los cationes entran por la pared celular, que además es hidrofílica, lo que facilita el transporte iónico. Una vez unidas las cargas positivas a las negativas de la pared celular, los metales pesados se transportan mediante las vías apoplástica y simplástica. También se ha reportado que la raíz puede desempeñar un papel inverso, al retener los metales mediante la formación de complejos estables que impiden la translocación de los mismos. Este mecanismo de exclusión se ha observado con el plomo y el Mn, entre otros (Marmioli *et al.*, 2005)

A nivel celular, el Mn se acumula predominantemente en la vacuola y en cloroplastos. La absorción de metales dentro del compartimiento de la endomembrana es un punto crítico; allí la planta provee y eleva la tolerancia a las concentraciones tóxicas del metal. La vacuola es un organelo dinámico y

comprende el 90% del total de la célula. Por lo tanto, es el sitio de depósito para muchos de los compuestos tóxicos (Pittman, 2005).

Las plantas hiperacumuladoras pueden tolerar las concentraciones altas de metales probablemente por el uso de fito-quelatinas, proteínas ricas en azufre semejantes en algunas características a las metalotioneínas de los vertebrados (Grill *et al.*, 1985).

Como se aprecia en la figura 4, entre las plantas se han reconocido diferentes grados de acumulación metálica, desde concentraciones pequeñas y no peligrosas hasta concentraciones elevadas que para una planta normal serían tóxicas (Brooks *et al.*, 1977).

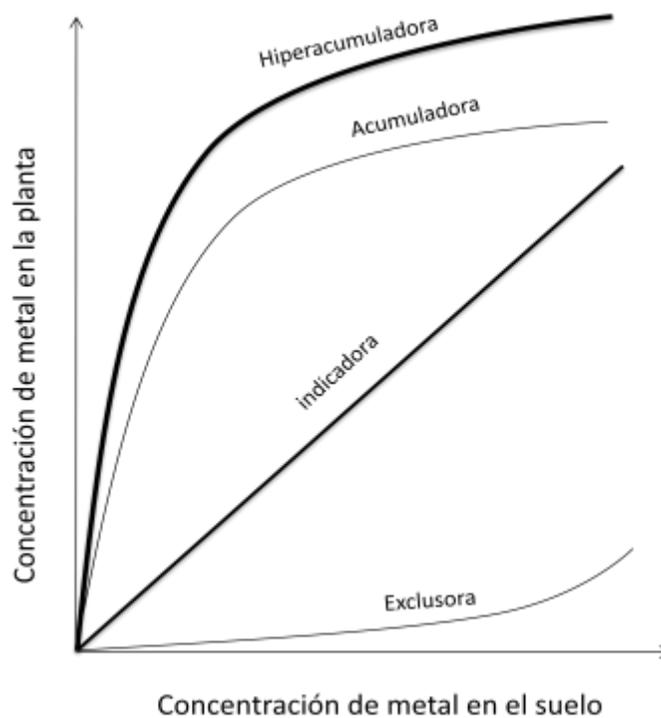


Figura 4. Respuestas típicas de las plantas frente a la presencia de metales pesados en el suelo

Fuente: Adriano (2001).

2.3 FITORREMEIACIÓN

El uso directo o indirecto de plantas en la remediación de aire, suelo o agua contaminada es conocido como fitorremediación (Figura 5). La fitorremediación abarca un grupo de tecnologías que presentan las ventajas de ser relativamente económicas, efectivas, no invasivas y públicamente aceptadas, cuya finalidad es la remoción o estabilización de los contaminantes. Las plantas útiles para estas tecnologías deben ser capaces de acumular, estabilizar o degradar los contaminantes. En el caso de la contaminación metálica, únicamente son posibles los procesos de acumulación y estabilización. La aplicación de la fitorremediación puede ser limitada por el hábitat y el número pequeño de plantas con las capacidades antes mencionadas (Arthur *et al.*, 2005).

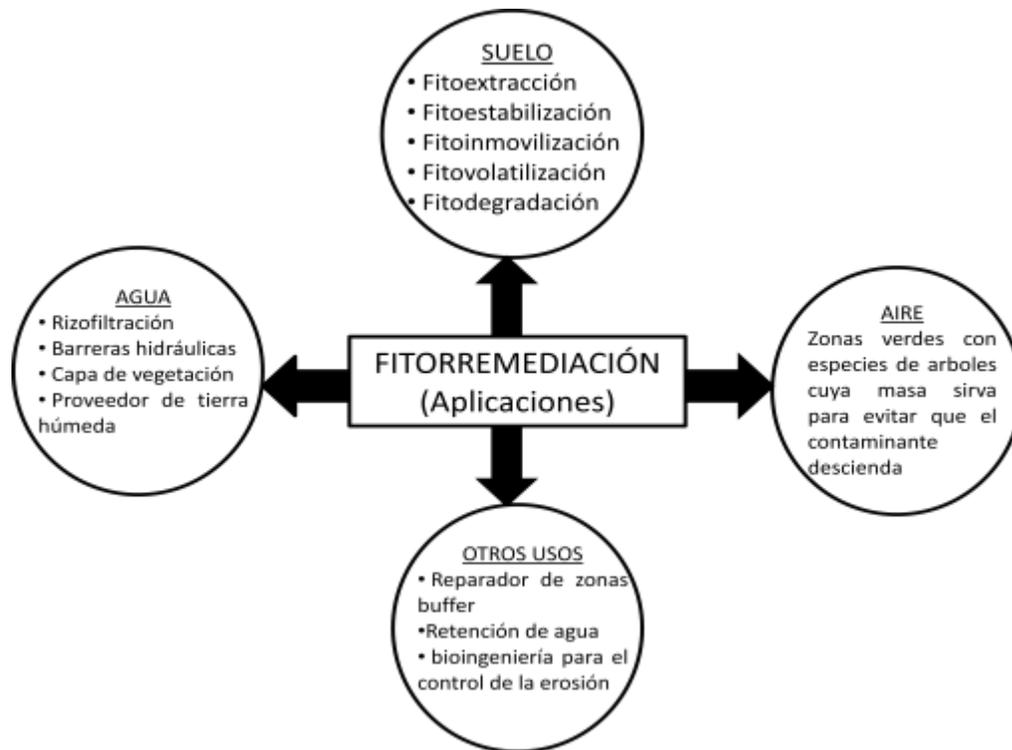


Figura 5. Aplicaciones de la fitorremediación.

Fuente: Prasad y Freitas (2003).

En general la fitorremediación incluye rizofiltración, fitoestabilización, fitovolatilización, fitoextracción y fitodegradación (Prasad y Freitas, 2003).

La fitorremediación, por sí misma, muestra una serie de limitaciones como la localización y concentración del contaminante (que debe estar dentro de los límites tolerables para la planta), condiciones físicas y químicas del suelo (pH, el contenido de sales y de nutrientes), riesgos de lixiviación de los contaminantes más móviles, y accesibilidad a la zona contaminada. Por lo tanto, estas técnicas son especialmente útiles para su aplicación en grandes superficies, con contaminantes relativamente inmóviles o con niveles bajos de contaminación, y deben considerarse como procesos de recuperación a largo plazo.

Otras ventajas que presentan las técnicas de fitorremediación son que se pueden realizar *in situ* y que pueden ser aplicadas en aire, suelo y agua. En el caso del suelo sólo se requieren prácticas agronómicas comunes, actúan positivamente sobre el suelo, mejorando sus propiedades físicas y químicas, y son ambientalmente aceptables, debido a que se basan en la formación de una cubierta vegetal (Carpena y Bernal, 2007).

Los metales contaminantes en aguas de procesos industriales y en aguas subterráneas son comúnmente removidos por precipitación química, seguida por sedimentación y eliminación del residuo resultante (Ensley, 2000). Una alternativa para tratar estas aguas es la rizofiltración también llamada fitofiltración. Este proceso involucra a plantas cultivadas hidropónicamente, que son trasplantadas al cuerpo de agua contaminada, donde las raíces absorben, concentran y precipitan los metales (Raskin y Kumar, 1994; Salt *et al.*, 1995; Dushenkov *et al.*, 1995). Es factible la recuperación del tóxico y su reutilización, ya que el contaminante queda retenido en la raíz (Arthur *et al.*, 2005).

La fitoextracción es la más común de las técnicas de fitorremediación. La fitoextracción es la habilidad que tienen las plantas de absorber los contaminantes inorgánicos (principalmente metales) del sustrato y translocarlos a su parte aérea (McCutcheon y Schnoor, 2003). Las plantas tienen una habilidad natural para la recepción de sustancias químicas inorgánicas del sustrato en que se desarrollan. Algunas de estas sustancias son nutrientes esenciales para la planta, mientras que otras no tienen función fisiológica conocida.

La fitoinmovilización implica la inmovilización de los contaminantes en el suelo o sustrato, mediante su absorción y acumulación en las raíces, o bien, a través de la adsorción superficial en las raíces o la precipitación en la zona rizosférica (Arthur *et al.*, 2005). Tiene como finalidad la disminución de la disponibilidad de metales tóxicos en el medio (Gwozdz y Kopyra, 2003), además de que en el proceso hay una transformación del compuesto químico peligroso a uno inerte. Este proceso no quita el contaminante del suelo, pero reduce el peligro inherente del contaminante limitando también su migración (Cunningham *et al.*, 1997).

La remediación por eliminación de contaminantes de un sitio no es siempre posible. En estos casos la estabilización proporciona una alternativa desde un punto de vista logístico y técnico (Cunningham *et al.*, 1997).

La fitodegradación y la rizodegradación son las fases más importantes en los procesos de remediación de contaminantes orgánicos, ya que implican la degradación del contaminante. Esta degradación se refiere a su transformación en un compuesto más sencillo, o bien, en un metabolito inocuo. Es importante identificar, cuantificar y conocer los metabolitos formados durante la remediación, ya que proporcionan información acerca de su potencial toxicidad y disponibilidad en el suelo o agua. A menudo, los productos de la transformación son menos tóxicos y/o menos disponibles que los originales, pero éste no es siempre el caso.

En una situación de fitoremediación, la degradación puede suceder en el rizosfera, así como dentro de la planta (Arthur *et al.*, 2005).

Finalmente, ha de considerarse que la aplicación de la fitoremediación no elimina el metal del medio, sino que lo transfiere, quedando por resolver de forma efectiva qué hacer con las plantas una vez acumulado el metal en ellas, ya que el objetivo de esta nueva tecnología no es sólo eliminar o reducir el contaminante del suelo, sino recuperar la calidad del mismo. Después de que las plantas crecen y permanecen por un tiempo en los suelos contaminados son cosechadas y pueden ser incineradas. Las cenizas pueden ser tratadas para recuperar el metal, o bien dispuestas en un confinamiento para residuos peligrosos (Prasad y Freitas, 2003).

3 JUSTIFICACIÓN

La zona minera de Molango, Hidalgo ha sido objeto de varios estudios, algunos de ellos han enfocado a evaluar el origen y la magnitud de su riqueza mineral como el de Ochoa *et al.*, 1998; otros, como el realizado por Aldape *et al.* (1999) se han orientado al estudio de la contaminación atmosférica que provocan las actividades mineras. Sin embargo, un aspecto que no ha sido abordado aún, es el estudio de la flora que se desarrolla en esos suelos y las características fisiológicas que le permiten hacerlo. Hasta el momento es conocido que las plantas que sobreviven en sustratos mineralizados, son capaces de tolerar o acumular los metales presentes en dichos sustratos. Estas capacidades son útiles para la fitorremediación de suelos contaminados con metales.

La recuperación de suelos contaminados por fitorremediación es una alternativa más económica y benéfica para el suelo, que los métodos fisicoquímicos que son costosos y además deterioran la calidad de los suelos, la fitorremediación abarca una amplia gama de tecnologías que ofrecen la posibilidad de remover los metales, mediante la fitoextracción, o de mantenerlos inmovilizados en el suelo, gracias a la fitoestabilización. No obstante, un factor limitante para estas dos variantes de la fitorremediación, es el escaso número de especies vegetales conocidas con la capacidad para tolerar o acumular metales.

Por lo anterior, este trabajo se enfocó en el estudio de especies vegetales que viven en esta zona minera de Molango, para evaluar su capacidad para tolerar o acumular Mn y de esta manera contribuir con la clasificación de nuevas especies con potencial aplicación en la fitorremediación.

4 OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

Identificar y clasificar las especies de metalófitas de la zona minera de Molango, Hidalgo, de acuerdo a su comportamiento en relación al Mn.

4.2 Objetivos específicos

Evaluar la disponibilidad del Mn en los sustratos de la zona minera, mediante la determinación de las propiedades fisicoquímicas que regulan el comportamiento de los metales en los suelos.

Determinar la estrategia de cada planta en relación al Mn, en función de la concentración y distribución del Mn en sus órganos.

Identificar y clasificar las metalófitas más abundantes en la zona minera.

5 MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

5.1.1 Localización geográfica de la zona de estudio

El estudio se realizó en la zona minera de Molango, Hidalgo, donde se ubica el depósito de manganeso más grande de América Latina. El Municipio de Molango abarca una superficie de 246.7 km² y está situado al norte del Estado de Hidalgo (Figura 6), en el centro oriente de la República Mexicana, a 1620 msnm (Ochoa *et al.*, 1998). En la tabla 3 se presentan algunas de las características del municipio.

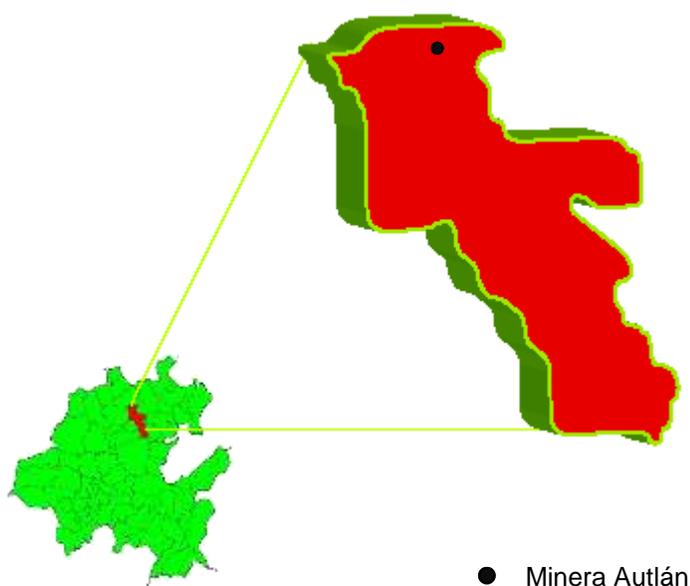


Figura 6. Localización del municipio de Molango de Escamilla, Hgo. y ubicación de la zona minera

Fuente: Modificado de Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal (2005)

Tabla 3. Ubicación geográfica y características de Molango, Hgo.

CARACTERÍSTICA	DESCRIPCIÓN
Coordenadas geográficas	Al norte 20° 58', al sur 20° 44' de latitud norte, al este 98° 42' y al oeste 98° 52' de longitud oeste.
Colindancias	Colinda al norte con Tepehuacán de Guerrero y Lolotla; al este con Lolotla y Xochicoatlán, Metztlán, Eloxochitlán y Juárez Hidalgo, y al oeste con Juárez Hidalgo y Tlahuiltepa.
Clima	Húmedo templado, con 17°C de temperatura promedio anual y 1438 mm de precipitación promedio anual.
Uso del suelo	Existen 24 670 ha para uso agrícola, 10 401 ha de bosques o selva, 7 416 h de pastos naturales y 4 341 ha para otros usos.

Fuente: Sistema para la Consulta de Cuadernos Estadísticos Municipales de Hidalgo (2005)

5.2 RECOLECCIÓN Y PREPARACIÓN DE MUESTRAS

5.2.1 Recolección de muestras vegetales

Se seleccionaron dos sitios de muestreo con base en dos criterios: i) la concentración de manganeso en el sustrato, para ello se empleó un mapa de isoconcentración de Mn proporcionado por la Minera Autlán y ii) la facilidad de

acceso al lugar. Posteriormente, se visitaron los sitios para determinar qué especies vegetales eran las predominantes. En el sitio denominado Río (R) la concentración de Mn es elevada porque en ese cuerpo de agua, llamado Río Las Bombas, se descargan las aguas provenientes de la minera. En este lugar se observó que las especies vegetales que crecían en las orillas del río (en los sedimentos) eran diferentes de las que se desarrollaban alrededor, sobre los suelos, por lo que se colectaron las especies predominantes en ambos sustratos (sedimentos y suelos). En el sitio denominado Mina abandonada (MA), existían grandes manchones de plantas que crecían sobre las escorias, en los lugares donde se acumulaba el agua. Esta agua provenía de escurrimientos en las paredes que quedaron en los cerros y montículos después de la explotación. En la tabla 4 y en la figura 7 se presenta la ubicación de ambos sitios de muestreo.

Tabla 4. Ubicación de los sitios de muestreo

SITIO	COORDENADAS
Río (R)	Latitud norte 20° 57' 026" Latitud oeste 98° 44' 078"
Mina abandonada (MA)	Latitud norte 20° 58' 779" Latitud oeste 98° 44' 501"

Una vez seleccionadas las plantas más abundantes y con mayor follaje, se colectaron cinco ejemplares de cada una; dos se destinaron para su identificación y los restantes se emplearon para determinar la concentración de manganeso. Cada ejemplar se guardó en una bolsa de polietileno dentro de una hielera para su transporte. Debido a las etapas de desarrollo propias de cada especie (i.e., floración, esporulación, etc.), fue necesario hacer visitas en diferentes épocas del

año para coleccionar las plantas con las características necesarias para su identificación. En la tabla 5 se presentan las fechas de los muestreos.

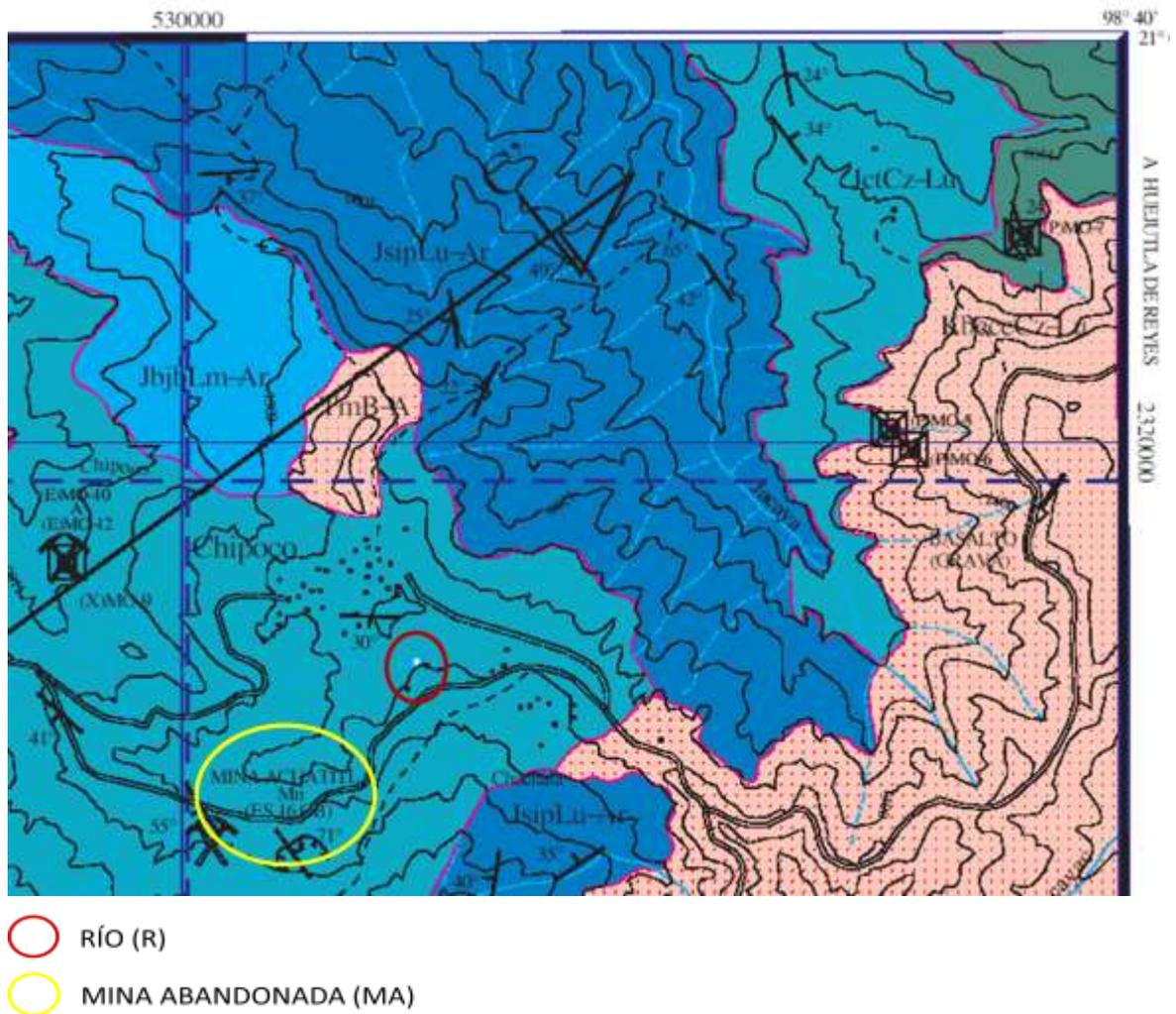


Figura 7. Fragmento de la carta geológico-minera Molango F14-D51

Fuente: SGM (2002)

Tabla 5. Fechas de muestreos y número de especies colectadas

FECHA	ESPECIES COLECTADAS
Marzo, 2006	7
Septiembre, 2006	1
Septiembre, 2007	2

5.2.2 Recolección de sustratos

De cada punto en donde se extrajo una planta, se recolectó una muestra de 1 kilogramo simple de sustrato rizósferico a una profundidad de 30 cm. Posteriormente, las muestras de sustrato correspondientes a cada especie vegetal se mezclaron para obtener una muestra compuesta de 2 kg aproximadamente como lo indica la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2000).

5.2.3 Recolección de agua

En los lugares donde las plantas se encontraron creciendo en sustratos encharcados o inundados, se colectaron muestras de agua las cuales se guardaron en recipientes de polietileno, se acidularon con HNO₃ concentrado (1.5 mL HNO₃ l⁻¹ muestra) y se transportaron en una hielera.

5.2.4 Preparación de muestras

5.2.4.1 Muestras vegetales

Prensado

Inmediatamente después de la recolección, dos ejemplares de cada especie fueron limpiados con una brocha y colocados individualmente en medio de una hoja de papel periódico doblada a la mitad. Cada ejemplar se acomodó de manera que fueran visibles la raíz, flores y frutos. Las hojas se organizaron de manera que unas mostraran el haz y otras el envés. Una vez acomodados, se apilaron los ejemplares colocando un rectángulo de cartón entre cada uno de ellos, para finalmente poner la pila entre los dos extremos de la prensa y proceder al prensado (Figura 8).

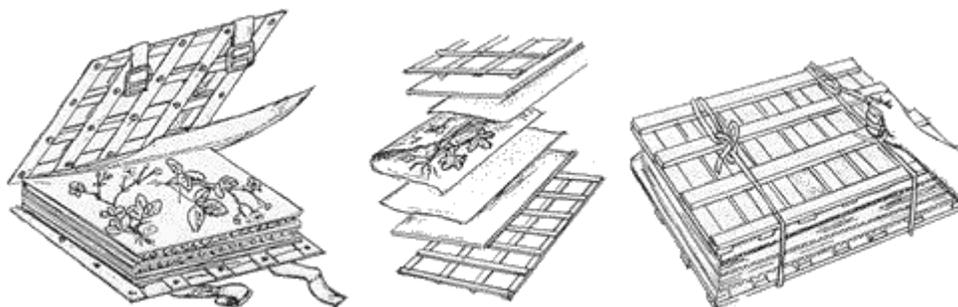


Figura 8. Acomodo y prensado de ejemplares vegetales

Fuente: Real (2007)

La identificación de las plantas, así como el secado, montaje, etiquetado y encamisado de las mismas, fue realizado por los siguientes especialistas:

- M. en C. Miguel Ángel Villavicencio, L.Q. Blanca Estela Pérez Escandón y Dr. Arturo Sánchez González, del Centro de Investigaciones Biológicas de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Dra. Leticia Pacheco, del Departamento de Botánica Estructural y Sistemática Vegetal de la Universidad Autónoma Metropolitana–Iztapalapa.
- M. en C. Ramiro Cruz Durán, del Herbario de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Las plantas fueron identificadas mediante claves dicotómicas.

Cuantificación de manganeso

Las plantas se enjuagaron primero con agua corriente para eliminar el polvo de las hojas y las partículas de sustrato de la raíz y después con agua desionizada. Una vez limpias, se dejaron secar a temperatura ambiente para eliminar el exceso de agua. Posteriormente se introdujeron en la estufa, donde se mantuvieron a 70°C hasta presentar un peso constante. El tiempo de secado fue de 24 h para plantas leñosas y de 72 h para plantas herbáceas. Una vez secas, se separaron en sus diferentes órganos: raíz, tallo, hojas, flor y fruto. Finalmente, las muestras de cada órgano se molieron en una licuadora de acero inoxidable (Warning, EUA).

5.2.4.2 Muestras de sustrato

Cada muestra compuesta se vació en una caja de plástico en donde se extendió para retirar las piedras, fragmentos de raíces y materiales extraños. Enseguida se colocaron en la sombra a temperatura ambiente para su secado al aire. Posteriormente, se separaron 20 g de cada muestra, los cuales se secaron en la estufa a 105 °C durante 24 h, y después se molieron en un mortero de ágata. Esta porción se empleó para la cuantificación del Mn. El resto de la muestra se tamizó empleando una malla de 2 mm con certificado NIST (Tyler, EUA) y se empleó para las determinaciones de textura, pH, E_h, CE_s y capacidad de intercambio catiónico.

5.2.4.3 Muestras de agua

De las muestras de agua se tomaron 100 mL, los cuales se filtraron con papel filtro (Wattman No. 42) para eliminar los sólidos suspendidos. El filtrado se utilizó para la cuantificación del Mn.

5.2.5 Determinaciones fisicoquímicas de sustratos

5.2.5.1 Textura

Para la determinación de la textura se empleó el método AS-09 de la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2000).

Procedimiento

1. Se pesaron 60 g de suelo para los de textura fina y 120 g para los de textura gruesa, en un vaso de precipitados de 500 mL, se agregaron 40 mL de agua oxigenada y se evaporó hasta sequedad, se agregaron otros 40 mL y se evaporaron nuevamente. Se repitió hasta que no se presentó efervescencia al agregar agua oxigenada (dos ataques son suficientes para la mayoría de suelos).

2. Se pesaron 50 g de suelo para los de textura arcillosa y 100 g de suelo para los de textura arenosa y se colocaron en un vaso de precipitados de 250 mL. Se adicionó agua hasta cubrir la superficie con una lámina de 2 cm. Se agregaron 5 mL de oxalato de sodio y 5 mL de metasilicato de sodio y dejó reposar durante 15 minutos.

3. Se pasaron las muestras de los vasos de precipitado a las copas del agitador mecánico, pasando todo el material con la ayuda de una piceta. Se activó el agitador para proceder a dispersar durante cinco minutos. Al finalizar el tiempo

de agitación, se bajó la copa del dispersor y se pasó el contenido a una probeta de 1 000 mL enjuagando la copa con ayuda de una piceta.

4. Se agregó agua destilada hasta completar un litro con el hidrómetro dentro de la suspensión en el caso de la probeta y si se utilizó el cilindro de Bouyoucos se lleva a la marca inferior (1113 mL) con el hidrómetro dentro de la suspensión. Se retiró el hidrómetro y se suspendió el suelo con un agitador de mano operando por un minuto.

5. Se tomaron las lecturas del hidrómetro a los 40 segundos y después de 2 horas de terminada la dispersión con el agitador de mano.

6. Para realizar la lectura, se colocó el hidrómetro dentro de la probeta 20 segundos antes del momento de la determinación, se procuró alterar lo menos posible la suspensión. Después de realizar la lectura se retiró el hidrómetro, se lavó, se secó y se tomó la temperatura.

Nota: Las lecturas del hidrómetro se corrigieron sumando 0.36 por cada grado centígrado arriba de 19.5°C y restando la misma cantidad por cada grado abajo de dicha temperatura. Consultar la tabla A1.2 (Anexo 1).

Cálculos:

Cuando se usaron 50 g de suelo se emplearon las siguientes ecuaciones:

$$\% \text{ Limo} + \text{Arcilla} = 2 \times \text{Lectura corregida (40 s)} \quad (1)$$

$$\% \text{ Arena} = 100 - (\% \text{ Limo} + \% \text{ Arcilla}) \quad (2)$$

$$\% \text{ Arcilla} = 2 \times \text{Lectura corregida (2h)} \quad (3)$$

$$\% \text{ Limo} = 100 - (\% \text{ Arcilla} + \% \text{ Arena}) \quad (4)$$

Cuando se usaron 100 g de suelo, en las ecuaciones (1) y (3) no se multiplicó por dos, ya que el hidrómetro está calibrado en porcentajes considerando 100 g de suelo.

Con los porcentajes de arcilla, limo y arena se determinó la textura correspondiente empleando el triángulo de texturas (Figura A1.1, Anexo 1).

5.2.5.2 pH

El pH se determinó empleando el método AS-02 propuesto por la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2000).

Procedimiento

1. Se pesaron 10 g de suelo en un frasco de vidrio o plástico de boca ancha.
2. Se adicionaron 20 mL de agua destilada al frasco que contenía el suelo.
3. Con una varilla de vidrio, se agitó manualmente la mezcla de suelo: agua a intervalos de 5 minutos, durante 30 minutos.
4. Se dejó reposar durante 15 minutos.
5. Se calibró el medidor de pH (OAKTON, EUA) con las soluciones reguladoras de pH 4.00 y 7.00 ó 7.00 y 10.00 según el suelo, se enjuagaron con agua destilada los electrodos antes de iniciar las lecturas de las muestras.
6. Se agitó nuevamente la suspensión y se introdujo el electrodo.
7. Se registró el pH al momento en que la lectura se estabilizó. Para la interpretación de los resultados se consultó el anexo 2.

5.2.5.3 Potencial redox (E_h)

El E_h se midió de acuerdo a la metodología propuesta por Fernández *et al.* (2006) empleando un medidor de pH y E_h (HANNA, Italia).

Procedimiento:

1. Se pesaron 10 g de suelo y se depositaron en un vial cerrado para evitar la influencia del oxígeno.

2. Se adicionó agua destilada (recientemente hervida pero a temperatura ambiente para eliminar el oxígeno), hasta desplazar todo el aire, se agitó el vial para dispersar el suelo. Se agregó agua suficiente para, al menos saturar el suelo.

3. Se introdujo el electrodo verificando que estuviera en contacto íntimo con el suelo. Se esperó a que se alcanzara un equilibrio térmico y se registraron los mV (milivolts) y la temperatura inicial.

4. Se esperó (hasta 30 minutos) a que se estabilizara la lectura hasta +/- 5 mV, después se tomó la lectura.

Cálculos

Para realizar los cálculos se empleó la ecuación 5.

$$E_h = E_{\text{medido}} + E_{\text{ref}} \quad (5)$$

Donde:

E_h = Potencial relativo al electrodo de hidrógeno (mV)

E_{medido} = Lectura obtenida al medir el potencial en la muestra (mV)

E_{ref} = Potencial redox de referencia 208 mV (para un electrodo de Ag/AgCl y una solución 3.8 M de KCl)

Interpretación

La escala de E_h no presenta límites teóricos ni neutralidad; sin embargo, se observa que el potencial redox es cero ($E_h = 0$) para un electrodo de hidrógeno estándar (H_2 , 1atm, 25 °C y pH = 0). También como referencia se establecen los límites: reductor a - 410 mV para el caso de hidrógeno (pH = 7) y oxidante a + 810 mV para oxígeno (pH =7), aunque pueden existir sistemas con agentes más oxidantes o más reductores.

5.2.5.4 Conductividad eléctrica (CE_s)

La conductividad eléctrica, se midió en el extracto de saturación con el medidor de pH y CE (OAKTON, EUA), de acuerdo al procedimiento propuesto por Primo y Carrasco (1973).

Obtención del extracto de saturación

1. Se pesaron 100 g de suelo en un vaso de 250 mL.
2. Se añadió agua hasta el punto de saturación, se dejó reposar durante 15 minutos y se agregó agua hasta saturar nuevamente, se adicionaron, sin agitar, pequeñas porciones de agua destilada, hasta que toda la masa quedó completamente humedecida y luego, cuidadosamente, unas gotas más hasta que la superficie brilló ligeramente.

Medición de la CE_s

1. Se filtró la masa de suelo saturada en un embudo Büchner.
2. El filtrado se colocó en un recipiente para introducir el electrodo y se tomó la lectura de la conductividad con el medidor de pH y CE (OAKTON, EUA).

5.2.5.5 Capacidad de Intercambio Catiónico

Procedimiento

Extracción de los iones del suelo con una solución de acetato de bario al 10 % (solución de cambio A).

1. Se pesaron 2 g de suelo, previamente tamizado en un tamiz de 2 mm de abertura de malla, y se colocaron en un tubo para centrifuga.

2. Se añadieron 25 mL de solución de acetato de bario 10 %, (ajustar el pH = 7 por adición de ácido acético) y se agitó durante dos minutos.

3. Se centrifugó durante cinco minutos a 3 000 rpm.

4. Se separó el líquido y se conservó el suelo saturado con Ba⁺⁺.

a) Sustitución del Ba⁺⁺ por Mg⁺⁺

1. Se añadieron al suelo, 25 mL de la solución de sulfato de magnesio 1N (solución de cambio B) y se agitó durante un minuto.

2. Se centrifugó durante cinco minutos a 3 000 rpm.

b) Valoración del Mg⁺⁺

1. Se midieron 10 mL del sobrenadante, y se vertieron en un matraz Erlenmeyer de 250 mL y se diluyó a 100 mL con agua destilada.

2. Se midieron 10 mL de la solución de sulfato de magnesio 1N, se vertieron en otro Erlenmeyer de 250 mL y se diluyó a 100 mL con agua destilada.

3. Se añadieron a cada uno de los matraces anteriores 10 mL de la solución tampón (mezcla 1:5 de NH₄Cl 1N e NH₄OH 1N) y 6 gotas de indicador negro de eriocromo T. se valoró el magnesio con una solución de EDTA 0.05N hasta que apareció de color azul.

Cálculos

Para el cálculo de la CIC se empleó la ecuación 6.

$$CIC = \frac{(M-N)0.05*2.5*100}{P} = \frac{(M-N)12.5}{P} \quad (6)$$

Se reportó en cmol(+) kg⁻¹

Donde:

M = mililitros de solución de EDTA 0.05N empleados en valorar 10 mL de la solución de cambio B.

N = mililitros de la solución de EDTA 0.05 N empleados en la valoración de los 10 mL de sobrenadante.

P = peso en gramos de la muestra

2.5 = factor de dilución (el suelo se extrajo con 25 mL de solución B y para la valoración, sólo se emplearon 10 mL del extracto).

5.2.6 Cuantificación de manganeso

5.2.6.1 Cuantificación en plantas

Se pesaron 0.2 g de muestra y se colocaron en el vaso de digestión. Se adicionaron 10 mL de HNO₃ concentrado, y después se llevaron a digestión en un horno de microondas (CEM, EUA) con el método EPA 3052. Una vez digeridas las muestras, se filtraron y aforaron a 50 mL con una solución de HNO₃ al 3% y se guardaron en recipientes de plástico.

La cuantificación del Mn se realizó en un espectrofotómetro de absorción atómica (VARIAN, Australia).

5.2.6.2 Cuantificación de Mn en los sustratos

Se pesaron 0.2 g de muestra y se colocaron en los vasos de teflón. Luego se añadieron 10 mL de HNO₃ concentrado, y se sometieron a una digestión ácida en el horno de microondas de acuerdo al método EPA 3051. Una vez digeridas las muestras, se filtraron y aforaron a 50 mL con una solución de HNO₃ al 3% y se guardaron en recipientes de plástico.

La cuantificación del Mn se realizó en un espectrofotómetro de absorción atómica (VARIAN, Australia).

5.2.6.3 Cuantificación de Mn en agua

De los 100 mL filtrados en el apartado 5.2.4.3, se midieron 45 mL que se vaciaron en los vasos de teflón, a los cuales se les añadieron 5 mL de HNO₃ concentrado, y se llevaron a digestión ácida en el horno de microondas de acuerdo al método EPA 3015. Una vez digeridas las muestras, se filtraron y se aforaron a 50 mL con una solución de HNO₃ al 3% y se guardaron en recipientes de plástico.

La cuantificación del Mn se realizó en un espectrofotómetro de absorción atómica (VARIAN, Australia).

Para la generación de las curvas de calibración del equipo se empleó una solución estándar certificada de Mn (Solutions, EUA).

5.2.7 Clasificación de las plantas

De acuerdo a la estrategia de acumulación o exclusión que presentaron las plantas, se clasificaron empleando como criterios el FT y el IB.

El FT indica la relación que hay entre la concentración de metal en la parte aérea de la planta y la de la raíz (Ecuación 7) (Wilkins, 1978).

$$FT = \frac{[M_{pa}]}{[M_r]} \quad (7)$$

Donde:

FT: factor de translocación

[M_{pa}]: concentración del metal en la parte aérea

[M_r]: concentración del metal en la raíz

El IB representa la relación que hay entre la concentración del metal en la planta y la concentración del metal en el suelo (Ecuación 8) (Dowdy y McKone, 1997).

$$IB = \frac{[M_p]}{[M_{suelo}]} \quad (8)$$

Donde:

IB: índice de bioacumulación

[M_p]: concentración de metal en la planta

[M_{suelo}]: concentración de metal en el suelo

6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 Caracterización fisicoquímica de sustratos

Los valores de pH y E_h (Tabla 6) indican que los tres tipos sustratos (suelo, sedimento y escoria) presentaron condiciones moderadamente alcalinas (7.65-8.19) y reductoras ($-89.19 \leq E_h \leq -54.65$ mV). El pH y E_h determinan la solubilidad, movilidad y forma química que presenta un elemento en el suelo. El pH afecta la solubilidad y movilidad de todos los elementos, mientras que aquellos que cuentan con diferentes estados de oxidación, como el Mn, son más vulnerables a las variaciones de E_h en el medio (Kabata-Pendias y Pendias, 2000). De acuerdo con Smith y Huyck (1999), las condiciones en las que el Mn es móvil son $pH < 3$ y ambiente oxidante, o bien $pH > 5$ y ambiente reductor. Esta última combinación es la que se presenta en los sustratos estudiados. No obstante, lo que determinará si es asimilado o no, será la estrategia (de acumulación o exclusión) que presente cada planta.

Los tres tipos de sustratos presentaron valores de CE_s menores a 2 ds m^{-1} , lo que indica que no existen problemas de salinidad en ellos. Esto es muy importante, ya que en los sustratos restantes después de una explotación minera, la CE y el pH son los factores determinantes para el establecimiento de la vegetación (Conessa *et al.*, 2006). En este estudio, ni el pH ni la CE_s presentaron valores extremos, por lo que no representarían factores limitantes para el desarrollo de la vegetación.

La CIC de SL1 y SL3 fue alta ($25\text{-}40 \text{ cmol (+) kg}^{-1}$, Tabla 6) y la del resto de los sustratos fue media ($15\text{-}25 \text{ cmol (+) kg}^{-1}$). La CIC influye en el comportamiento de los cationes en el suelo, por lo que es una característica importante en suelos contaminados con metales (Porta *et al.*, 1994). En zonas mineras, es común encontrar sustratos con muy baja CIC por el bajo contenido de materia orgánica

humificada y de fracciones de arcilla (Dorrnsoro, 2004). Dado el bajo contenido de arcilla (2-13%, Tabla 6) en los sustratos analizados, es probable que la materia orgánica sea la responsable de la CIC, ya que en la zona existe exuberante vegetación por el clima húmedo templado y la abundancia de agua.

Todos los sustratos presentaron texturas arenosas (57-90% de arena). Este tipo de textura es común en las zonas mineras, sobre todo cuando la explotación es a cielo abierto, como en Molango. Lo anterior se debe a la eliminación de la capa superficial del suelo y a las operaciones de trituración, molienda y tamizado, que provocan una selección granulométrica del material (Dorrnsoro, 2004).

6.2 Contenido de Mn en sustratos y agua

La concentración total de Mn en los sustratos (Tabla 7) varió de 11 638 a 106 104 mg kg⁻¹. Estas concentraciones son entre 2 y 21 veces mayores que la propuesta por Visser (1994) y Alloway (1995) de 5 000 mg Mn_T kg⁻¹ como concentración fitotóxica en un suelo o cualquier otro sustrato. Concentraciones similares a las encontradas en este estudio, han sido reportadas en trabajos realizados en la zona minera de Mn en Xiangtan, China. Wang *et al.*, (2008), encontraron concentraciones totales de Mn de 31 903 mg kg⁻¹ en escorias y 30 899 mg kg⁻¹ en suelo rizosférico. Liu *et al.* (2006) quienes trabajaron en la misma zona, reportaron concentraciones totales de Mn de 151 684 mg kg⁻¹ en escorias y de 52 924 mg kg⁻¹ en suelos en los que se enterraron escorias.

El agua de río contenía 3.63 mg Mn l⁻¹ y la de mina 0.022 mg Mn l⁻¹. La concentración de Mn fue mayor en el agua del río, debido a que en ese cuerpo se descargan las aguas provenientes del lavado de las escorias. En cambio, el agua de mina provenía de filtraciones laterales en las paredes que quedaron en los cerros después de la explotación minera. Debido a que el Mn es un elemento

esencial para los seres vivos, únicamente está normado su contenido en agua para uso y consumo humano ($0.15 \text{ mg Mn l}^{-1}$) (DOF,1994).

Tabla 6. Características físicas y químicas de los sustratos

SUSTRATO	pH	E _h ^e (mV)	CE _s ^f (dS m ⁻¹)	CIC ^g (cmol (+) kg ⁻¹)	CLASE TEXTURAL Ar/Li/Are ^h	PLANTA COLECTADA
SL1 ^a	8.19 (0.02) ^d	-35.19 (0.01)	1.95 (0.01)	26.25 (0.88)	Arenosa 2/9/89	<i>Platanus mexicana</i>
SL2	7.70 (0.01)	-8.12 (0.16)	0.38 (0.00)	17.81 (1.33)	Arenosa 6/4/90	<i>Cnidocolus multilobus</i>
SL3	7.86 (7.65)	-49.90 (0.29)	1.20 (0.00)	30.00 (0.88)	Arenosa 2/42/56	<i>Asclepius curassavica</i> L.
SL4	7.65 (0.01)	-52.45 (0.07)	0.62 (0.00)	18.75 (0.88)	Arenosa 2/8/90	<i>Solanum diversifolium</i>
SL5	7.79 (0.01)	-40.95 (0.08)	1.77 (0.00)	18.44 (2.21)	Arenosa 4/30/66	<i>Pluchea sympitifolia</i>
SD ^b	7.86 (0.01)	-46.07 (0.75)	1.10 (0.00)	25.00 (0.88)	Arenosa 6/37/57	<i>Equisetum hyemale</i> , <i>Xanthosoma robustum</i> , <i>Thelypteris kunthii</i>
ES ^c	7.66 (0.01)	-54.65 (0.49)	0.49 (0.00)	24.38 (1.77)	Arenosa 4/7/89	<i>Blechnum occidentale</i> , <i>Equisetum myriochaetum</i>

^aSL: Suelo

^bSD:Sedimento

^cES:Escoria

^dDesviación estándar

^eEh:Potencial redox

^fCE_s:Conductividad eléctrica en el extracto de saturación

^gCIC:Capacidad de intercambio catiónico

^h Ar/Li/Are: Arcilla, limo y arena (%)

6.3 Identificación y clasificación de las plantas

Las plantas colectadas en los suelos fueron identificadas como: *Platanus mexicana*, *Cnidocolus multilobus*, *Asclepius curassavica* L., *Solanum diversifolium* y *Pluchea sympitifolia*. Las colectadas en los sedimentos fueron: *Equisetum hyemale*, *Xantosoma robustum* y *Thelypteris kunthii*. Finalmente, las plantas colectadas en las escorias fueron: *Blechnum occidentale* y *Equisetum myriochaetum*. En los párrafos siguientes se discute el comportamiento que mostró cada planta frente al Mn.

Las plantas con valores de FT < 1 *Equisetum hyemale* (0.04), *Blechnum occidentale* (0.13), *Thelypteris kunthii* (0.28) y *Equisetum myriochaetum* (0.88) (figura 9), evidencian que estas plantas adoptan una estrategia exclusora, que les permite formar complejos estables con el Mn en las células de sus raíces y por ello, la translocación del metal a la parte aérea de la planta es limitada. El presentar esta característica, hace de estas plantas buenas candidatas para procesos de fitoestabilización, en los cuales es importante que el metal no sea translocado para que no se transfiera, a través de los herbívoros en la cadena trófica (EPA, 2000). Dentro de este grupo resaltan *E. hyemale* y *T. kunthii* por haber acumulado en la raíz 45% y 59% respectivamente, del Mn en el sustrato. Sería interesante evaluar, en un estudio futuro, en qué medida se puede aumentar la capacidad de inmovilización del metal, al incrementar la producción de raíz en ambas plantas mediante cultivo de tejidos vegetales.

Tabla 7. Contenido de Mn en los órganos de las plantas y los sustratos

PLANTA	HOJA	TALLO	FLOR (mg kg ⁻¹ BS ^a)	RAÍZ	SUSTRATO	IB	FT
<i>Equisetum hyemale</i>		229 (4.7)		5266 (102.3)	11 638 (263.4)	0.47	0.04
<i>Blechnum occidentale</i>	69 (6.0) ^b	2 (0.1)		539 (27.7)	20 858 (1288.11)	0.03	0.13
<i>Thelypteris kunthii</i>	1336 (61.4)	605 (30.3)		6842 (355.4)	11 638 (263.4)	0.75	0.28
<i>Equisetum myriochaetum</i>	1844 (136.2)	684 (0.3)		2867 (171.2)	20 858 (1288.11)	0.26	0.88
<i>Cnidocolus multilobus</i>	730 (23.6)	334 (6.5)		1056 (22.3)	19 054 (112.0)	0.11	1.01
<i>Platanus mexicana</i>	411 (5.1)	254 (11.0)		338 (2.2)	100 763 (1354.3)	0.01	1.97
<i>Xantosoma robustum</i>	376 (10.1)	48 (5.6)		71 (0.7)	11 638 (263.4)	0.04	5.68
<i>Solanum diversifolium</i>	563 (49.9)	196 (3.5)		111 (2.7)	94 221 (4308.3)	0.01	6.84
<i>Asclepius curassavica</i>	1508 (9.8)	149 (2.7)	1130 (235.0)	161 (12)	106 104 (3755.4)	0.03	17.27
<i>Pluchea sympitifolia</i>	183 (0.6)	1063 (7.0)		35 (0.4)	89 617 (4407.9)	0.01	36.08

^aBS: Base seca

^bDesviación estándar

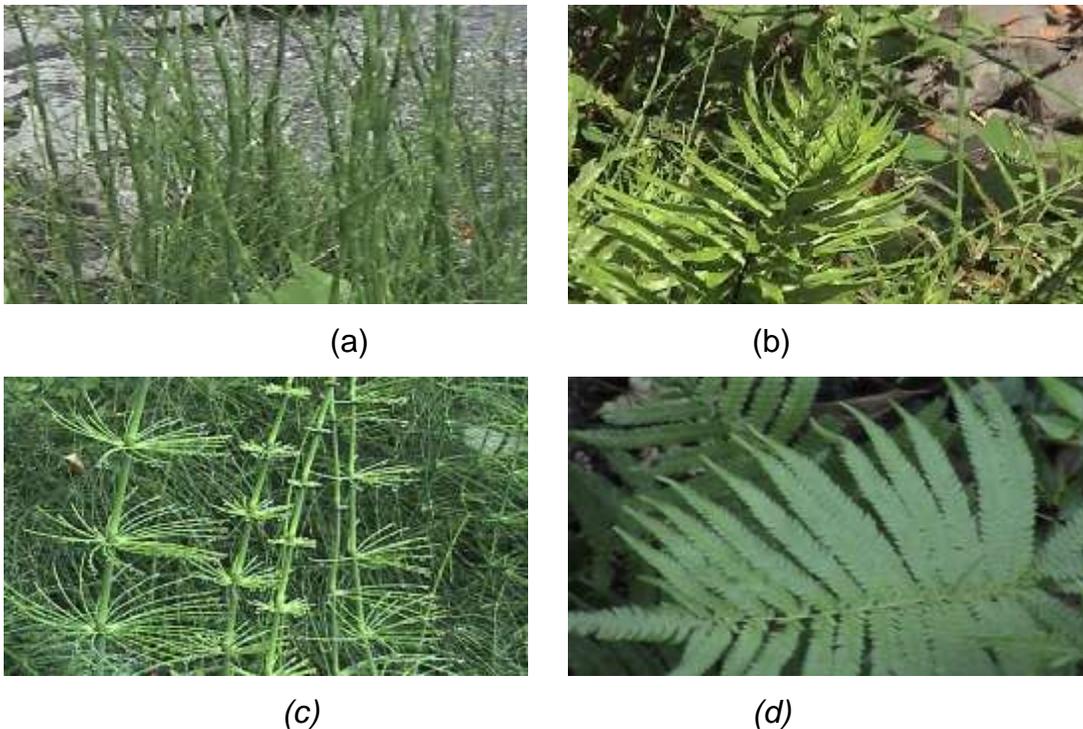


Figura 9. Plantas con FT < 1. (a) *Equisetum hyemale*, (b) *Blechnum occidentale*, (c) *Equisetum myriochaetum* y (d) *Thelypteris Kunthii*

Es importante mencionar que ninguna de las plantas del grupo anterior es comestible, aunque tres de ellas; *E. hyemale*, *B. occidentale* y *E. myriochaetum* tienen usos medicinales en la región (Olsen, 2007; Villavicencio, 2006; Red Nacional de Jardines Botánicos, 2008). *B. occidentale* también se usa con fines ornamentales, al igual que *T. kunthii*. En la figura 9 se muestra una imagen de estas plantas y en el Anexo 3 se comentan sus principales características.

El segundo grupo, conformado por *C. multilobus*, *P. mexicana*, *X. robustum*, *S. diversifolium*, *A. curassavica* y *P. sympitifolia*, presentó valores del FT mayores que uno (1.01-36.08), lo que indica que estas plantas presentan una estrategia acumuladora, sin embargo, las concentraciones que acumulan, son pequeñas y por consiguiente sus IB, también los son (0.01-0.11), por lo que no serían útiles en procesos de fitoextracción. Como se mencionó, para que una planta tenga aplicación en tratamientos de fitoextracción de Mn; debe acumular más de 10 000

mg Mn kg⁻¹ planta BS, presentar valores de IB y FT mayores que uno y producir grandes cantidades de biomasa. Es difícil encontrar plantas que cumplan con todas estas características, por ello, algunas como *Phytolacca acinosa*, se han clasificado como hiperacumuladoras sin tener un IB mayor que uno, porque acumula hasta 19 300 mg Mn kg⁻¹ planta BS y su FT varía entre 13 y 29 (Xue et al., 2004). Esta misma planta, *P. acinosa*, fue reportada por Wang et al. (2008) como acumuladora debido a que su FT fue igual a 1.45 aunque la concentración de Mn en toda la planta fue 1374.7 mg kg⁻¹. Es importante mencionar que ambos grupos de investigación trabajaron en la misma zona minera de Mn en Xiangtan, China. Los datos anteriores confirman la complejidad que conlleva un proceso de fitoextracción, porque la disponibilidad del metal varía espacialmente en una misma zona.

Los resultados de Xue *et al.* (2004) y Wang *et al.* (2008), también hacen considerar la posibilidad de estudiar el comportamiento de las plantas del segundo grupo bajo condiciones en las que la solubilidad del Mn sea mayor, de esta manera se podrían conocer las condiciones en que se presenta su potencial máximo de acumulación.

Por otra parte, el comportamiento observado en *X. robustum*, contradice la idea establecida de que un valor de FT mayor que uno es indicativo de un comportamiento acumulador de la planta con respecto a un metal determinado como lo indica Wilkins (1978). *X. robustum* se desarrolló bajo las mismas condiciones que *E. hyemale* y *T. kunthii* y mientras que estas últimas acumularon en su biomasa entre 47 y 75.5% del Mn presente en el sustrato, *X. robustum* sólo acumuló 4.25%. Estos resultados indican que *X. robustum* tiene en realidad un comportamiento de exclusión con respecto al Mn, mediante el cual, compleja el metal en la zona de la rizosfera y limita eficientemente la absorción del elemento por las raíces.

Las plantas de este último grupo tienen usos medicinales principalmente (*C. multilobus*, *P. mexicana*, *X. robustum*, *A. curassavica* y *P. sympitifolia*) (Villavicencio *et al.*, 2003; Villavicencio y Pérez, 2006; Villavivencio y Pérez, 2005; Villavicencio *et al.*, 2002; www.bioone.org). *P. mexicana*, es también una fuente de madera, la cual se emplea en la construcción (Villavicencio y Pérez 2006). *X. robustum*, se usa también como planta de ornato y plaguicida (Villavicencio y Pérez, 2005). *C. multilobus*, es la única que tiene un uso alimentario regional, al ser adicionada a la masa de maíz para la elaboración de tortillas (Villavicencio *et al.*, 2003). En la figura 10 se muestra una imagen de estas plantas y en el Anexo 3 se comentan sus principales características.



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

Figura 10. Plantas con FT > 1. (a) *Cnidoscolus multilobus*, (b) *Plantanus mexicana*, (c) *Xanthosoma robustum*, (d) *Solanum diversifolium*, (e) *Asclepius curassavica* L. y (f) *Pluchea sympitifolia*.

Todas las plantas identificadas en este estudio mostraron capacidad para sobrevivir y reproducirse en presencia de concentraciones de Mn superiores a la fitotóxica. Esta capacidad resalta aún más, por encontrarse en una zona con clima caluroso, donde los efectos negativos del Mn son más acentuados y en sustratos donde las condiciones de pH y E_h favorecen la movilidad del Mn. Lo que las convierte en buenas candidatas para revegetar zonas con la misma problemática y condiciones climáticas similares. En el caso de la zona minera de Molango, es importante tomar en cuenta que las condiciones de pH y E_h prevalecientes en los sustratos, favorecen la movilidad del Mn, lo que representa un peligro para la contaminación de los mantos freáticos. Por lo que sería recomendable aplicar compuestos como el hidróxido de calcio, que hacen disminuir el pH y por ende ayudan a disminuir la movilidad de los metales (EPA, 2000). También podrían añadirse arcillas para equilibrar la clase textural de los sustratos e incrementar la retención de los metales en el suelo.

CONCLUSIONES

Con los resultados obtenidos en este trabajo se contribuye a la clasificación de especies de metalófitas no reportadas anteriormente, que en un futuro podrían ser utilizadas como fitorremediadoras de sitios contaminados.

De las diez especies que se estudiaron, cuatro se clasificaron como exclusoras y seis como acumuladoras de Mn. Sin embargo, la concentración de Mn que acumularon estas últimas es muy pequeña para ser competitivas como fitoextractoras; por lo que las 10 especies podrían ser útiles como fitoestabilizadoras.

Entre las exclusoras clasificadas, *E. hyemale* (47%) y *T. kunthii* (75.5%) destacaron por su capacidad para estabilizar en sus raíces el 47% y el 74% respectivamente, del contenido de Mn del sustrato.

No obstante las diferentes capacidades que mostraron las metalófitas estudiadas, todas ellas representan una buena opción para un programa de revegetación en la zona de Molango ya que están adaptadas a las condiciones edafoclimáticas y a las concentraciones de Mn que se presentan en la zona. Así mismo, estas plantas pueden ser utilizadas en zonas que presenten condiciones climáticas y problemáticas similares a las de Molango.

Otro aspecto que facilitaría la revegetación de la zona minera de Molango, son las condiciones de pH, E_h , CE_s y CIC que presentaron los sustratos, las cuales son adecuadas para el desarrollo vegetal. Esto, complementado con la adición de compuestos que controlen la movilidad del Mn; representaría una buena alternativa para disminuir el impacto ambiental que producen actualmente los sustratos en dicha zona.

BIBLIOGRAFÍA

- Adriano, D.C. 2001. Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. Springer-Verlag: New York, USA.
- Aldape, F., Hernández-Méndez, B. y Flores, M. J., 1999. Manganese survey in airborne particulate matter from a mining area at Hidalgo State, Mexico. *Nucl. Instrum. Meth. Phys. Res.* 150; 363 - 369
- Alloway, B.J. 1995. Heavy metals. Blackie and professional, London, UK.
- Arthur E.L., Rice, P.J., Anderson, T.A., Baladi, S.M., Henderson, K.L.D. y Coats, J.R. 2005. Phytoremediation—An Overview. *Crit. Rev. Plant Sci.* 21, 109-122.
- Audet, P., Charest, C., 2006. Effects of AM colonization on “wild tobacco” plants grown in zinc-contaminated soil. *Mycorrhiza* 16, 277-283.
- Baker, A.J.M. y Brooks, R.R. 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery.* 1, 81-126.
- Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Reeves, R.D. y Smith, J.A.C. 2000. Metal hiperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metals-polluted soils. In: Terry N., Bañuelos G. (Eds.). Phytoremediation of contaminated soils and water. Lewis publisher. Boca Raton, Fl. pp. 85-107.
- Bartlett, R.J. 1986, Soil redox behavior. In Soil physical chemistry. Sparks, D.J. (Ed.) CRC Press, Boca Raton, FL. p. 179.
- Becerril, J.M., Barrutia, O., García, P.J.I., Hernández, A., Olano, J.M. y Garbisu, C. 2007. Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. *Ecosistema, Revista de Ecología y Técnica de Ecología y Medio ambiente.* 2.
- Behemer, S.T., Lloyd, C.M., Raubenheimer, D., Stewart-Clark, J., Knight, J., Leighton, R.S., Harper, F.A. y Smith, J.A.C. 2005. Metal hyperaccumulation in plants: mechanisms of defence against insect herbivores. *Funct. Ecol.* 19, 55-66.
- Biblioteca Digital de la Medicina Tradicional Mexicana. Disponible en: <http://www.medicinatradicionalmexicana.unam.mx/monografía.php?l=3&id=7166>. Fecha de consulta: 8 septiembre 2009.
- Bidwell, S.D., Woodrow, I.E., Batiannoff, G.N. y Sommer-Knudsen, J. 2002. Hyperaccumulation of manganese in the rainforest tree *Austromyrtus Bidwillii* (Myrtaceae) from Queensland, Australia. *Funct. Plant. Biol.* 29, 899-905.

-
- Brooks, R. 1998. Geobotany and hyperaccumulators. In: *Plants that hyperaccumulate heavy metals*. Brooks, R. (Ed.), Cab International, Wallingford, U.K. pp. 54-94.
- Brooks, R.R., Lee, J., Reeves, R.D. y Jaffrè, T. 1977. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *J. Geochem. Exploration*. 7, 49-57.
- Bueno, B.C., Sánchez, R.A., Armenta, S.A. y González, M.E., 2005. Contenido de plomo y manganeso en despachadores de gasolina. *Bioquímica*. 30, 41 – 46.
- Carpena, R.O. y Bernal, M.P. 2007. Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Ecosistema Revista de Ecología y Técnica de Ecología y Medio ambiente*. 2.
- Choi, J., Pak, C., Lee, C.W., Chio J.M. y Pak, C.H. 1996. Micronutrient toxicity in French marigold. *J. Plant Nutr.* 19, 901-916.
- Cincotta, R.P., Wisniewski, J. y Engelman, R. 2000. Human population in the biodiversity hotspots. *Nature*. 404, 990-992.
- Conesa, H.M., Faz, A. y Arnaldos, R. 2006. Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena-La Union mining district. *Sci. Total Environ.* 366, 1-11.
- Cunningham, S.D., Shan, J.R., Crowley, D.E. y Anderson, T.A. 1997. Phytoremediation of contaminated water and soils. *Phyt. Soil. Water Cont.* 2,17.
- De Varennes, A., Carneiro, J.P. y Goss, M.J. 2001. Characterization of Manganese toxicity in two especies of annual medics. *J. Plant Nutrition*. 24, 776-781.
- DOF, Diario Oficial de la Federación, 1994. NOM-127-SSA-1994 Norma Oficial Mexicana Salud ambiental, agua para uso y consumo humano - límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para potabilización.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. 2000. NOM-021-SEMARNAT. Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.
- Dorronsoró, C.F. 2004. Contaminación del suelo. Universidad de Granada (eds). Granada, España.
- Dowdy, D.L. y McKone, T.E. 1997. Predicting plant uptake of organic chemicals from soil or air using octanol/water and octanol/air partitioning ratios and a molecular connectivity index. *Environ. Toxicol. Chem.* 16, 2448-2456
- Dushenkov, V., Kumar, P.B.A.N., Motto, H. y Raskin, I. 1995. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environ. Scien. Tech.* 29, 1239-1245.

-
- Ensley, B.D. 2000. Rational use of phytoremediation. In: Raskin, I. and Ensley, B.D. (Eds.) *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean-up the environment*. John Wiley & Sons: New York. pp. 449-457.
- EPA (Ed.) 2000. Introduction to phytoremediation. EPA/600/R99/107.
- Erikson, K.M. y Aschner, M. 2003. Manganese neurotoxicity and a glutamate GABA interaction. *Neurochem. Int.* 43, 475-480.
- Fernández, L.L.C., Rojas, A.N.G., Roldán, C.T.G., Ramírez, I.M.E., Zegaria, M.H.G., Uribe, H.R., Reyes, A.R.J., Flores, H.D., y Arce, O.J.M. 2006. Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados. IMP, SEMARNAT e INE (Eds.) México, D.F. pp 57 -65.
- Fernando, D.R., Woodrow, I.E., Bakkaus, E.J., Collins, R.N., Baker, A.J.M., y Batianoff, G.N. 2007. Variability of Mn hyperaccumulation in the Australian rainforest tree *Gossia bidwillii* (Myrtaceae). *Plant Soil.* 293 (1-2), 145-152.
- Fernando, D.R., Woodrow, I.E., Jaffrè, T., Dumonet, V., Marshall, A.T., y Baker, A.J.M. 2008. Foliar manganese accumulation by *Maytenus founieri* (Celastraceae) in its native New Caledonian habitats: populational variation and localization by X-ray microanalysis. *New. Phytol.* 177, 178-185.
- Flora of North America. Disponible en: www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=1&taxon_id=233501285.
Thelipteris kunthii, fecha de consulta: 10 julio 2009
- Foy, C.D. 1983, Plant adaptation to mineral stress, problem in soil. *Iowa State J. Res.* 57, 335-391.
- Foy, C.D., Channey, R.L. y White, M.C. 1978. The physiology of metal toxicity in plants. *Annu. Rev. Plant Physiol.* 29, 511-566.
- Gilchrist, J.D. 1989. *Extraction Metallurgy*, Pergamon press, 3a ed., Gran Bretaña. p 350.
- Grill, E., Winnacker, E.L. y Zenk, M. H. 1985. Phytochelatins: The principal heavy-metal complexing peptides of higher plants. *Science.* 230, 674-676.
- Gunnar, N., Sverre, L., Sunderman, F.W. Jr., Mager, S.J., Osinsky, D., Markkanen, P. y Dinman, B. D. 2000. Agency for Toxic Substances and Disease Registry Metales: Propiedades químicas y toxicidad. Enciclopedia de salud y seguridad en el trabajo. 63; 1, 26-27.
- Gwozdz, E.A. y Kopyra, M. 2003. Plant cell responses to heavy metals-biotechnological aspects. *Biotechnology.* 3, 107-123.
http://www.ejournal.unam.mx/bio/BIOD77_01/BIOD770107.pot y www.bioone.org.
Fecha de consulta: 8 septiembre 2009.
- Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, Gobierno del Estado de Hidalgo. 2002. Enciclopedia de los municipios de México, Molango de Escamilla, Hidalgo. Disponible en: <http://intranet.e->
-

-
- hidalgo.gob.mx/enciclomuni/municipios/3042.htm. Fecha de consulta: 17 marzo 2008.
- Kabata-Pendias, A. y Pendias, H., 2000. Trace elements in soils and plants. CRC Press. Third edition. USA.
- Kidd, P.S., Becerra, C.C., García, L.M., Monterroso, C., 2007. Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: el género *Alyssum* L., *Ecosistemas* 16 (2): 26-43. España. Disponible en: <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=489>. Fecha de consulta: 22 de septiembre 2008.
- Langheinrich, U., Tischner, R. y Godbold, D.L. 1992. Influence of a high Mn supply on Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) seedlings in relation to the nitrogen source. *Tree Physiol.* 10, 259–271.
- Lee, C.W., Jackson, M.B., Duysen, M.E., Freeman, T.P. y Self, J.R. 1996. Induced micronutrient toxicity in “Touchdown” Kentucky bluegrass. *Crop. Science.* 36, 705-712.
- Lehninger A.L., 1972. Bioquímica: las bases moleculares de la estructura y función celular. Quinta edición, Omega. Barcelona. pp 361-369.
- Li, Y.M., Chaney, R.L., Angle, J.S., y Baker, A.J.M., 2000. Phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Environ. Sci. Poll. Con.* 22: 837- 857.
- Liu, Y.G., Zhang, H.Z., Zeng, G.M., Huang, B.R. y Li, X. 2006. Heavy metal accumulation in plants on Mn mine tailings. *Pedosphere.* 16; 1, 131-136.
- Mahmound, A. y Grime, J.P. 1977. Comparison of susceptibility of *Arrhenatherum elatius* (L.) Beauv. Ex. Presl. Jc., *Agrostis tenuis* Sibth., *Deschampsia flexuosa* and *Festuca ovina* L. to manganese toxicity . *Plant Soil.* 47, 559-565.
- Mark, W.P., Alejandro, V. y Edward, F.R. 2005. Manganese toxicity thresholds for restoration grass species. *Environ. Poll.* 135, 313–322.
- Marmiroli, M., Antonioli, G., Maestri, E. y Marmiroli, N. 2005. Evidence of the involvement of plant ligno-cellulosic structure in the sequestration of Pb: an X-ray spectroscopy-based analysis, *Environ. Poll.* 134, 217-227.
- Marschner, H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press: New York. p. 125.
- McCutcheon, S.C. y Schnoor, J.L. (Eds.) 2003. Phytoremediation: Transformation and control of contaminants. Wiley Interscience. New York, USA. pp. 55-60.
- Minera Autlán. 2005. Disponible en: <http://www.autlan.com.mx/index1024768/espanol/nosotros.htm>. Fecha de consulta: 17 marzo 2009.
- Mizuno, T., Asahina, R., Hosono, A., Tanaka, A., Senoo, K. y Obata, H. 2008. Age-dependent manganese hyperaccumulation in *Chengiopanax sciadophylloides* (Araliaceae). *J. Plant Nutr.* 31 (10), 1811-1819.

-
- Murrall, F.R., Jimeno, E., y Molera, P. 1982. *Metalurgia General*, Tomo 1. Reverté España. pp 322-325.
- Newman, M.C., Unger, M.A., 2003. *Fundamentals of Ecotoxicology*, second ed. Lewis, Boca Raton.
- Ochoa, C.H.R., Buitrón, B.E. y Pineda, S.A. 1998. Contribución al conocimiento de la bioestratigrafía, paleoecología y tectónica del jurásico (anticlinorio de Huayacocotla) en la región de Molango, Hidalgo, México. *Rev. Mex. Cien. Geo.* 15; 1, 57-63.
- Olsen, S., 2007 *Encyclopedia of garden ferns*, Ed. Timberpress, p 252.
- Paschke, W.M., Valdecantos, A. y Redente, F.E. 2004. Manganese toxicity thresholds for restoration grass species. *Environ. Poll.* 135, 313–322
- Peng, K., Luo, Ch., You, W., Lian, Ch., Li, X. y Shen, Z. 2008. Manganese uptake and interaction with cadmium in the hyperaccumulator-*Phytolacca americana*. *J. Hazardous Material.* 154, 674-681.
- Pittman, J.K. 2005. Managing the manganese: molecular mechanisms of manganese transport and homeostasis. *New Phytologist.* 167, 733-742.
- Porta, C.J., López-Acevedo, R.M. y Roquero, L.C. 1994. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente.*, Primera edición, Mundi-Prensa: Madrid, España, pp 739-744
- Prasad, M.N.V. y Freitas, H.M. 2003. Metal hyperaccumulation in plants- Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Elect. J. Biotech.* 6, 3.
- Primo, Y.E. y Carrasco D.J.M. 1973. *Química Agrícola*, tomo I Suelos y fertilizantes. Ed. Alhambra. Madrid, España. pp 273-276
- Proctor, J., Phillipps, C., Duff, G.K., Heaney, A. y Robertson, F.M. 1989. Ecological studies on Gunung Silam, a small ultrabasic mountain in Sabah, Malaysia: II. Some forest processes. *J. Ecol.* 77, 317- 331.
- Raskin, I. y Kumar, P.B.A.N. 1994. Bioconcentration of heavy metals by plants. *Curr. Opin. Biotechnol.* 5, 285–290.
- Real, N.M. 2007. *Manual de colecta y herborización*. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Guadalajara. Disponible en: www.geocities.com/mrealcursos/practica3.doc. Fecha de consulta: 26 de junio de 2009.
- Red Nacional de Jardines Botánicos. 2008. Disponible en: <http://www.siac.net.co/sib/bss/index.jsp#>. Fecha de consulta: 10 julio 2009
- Reeves, R.D. y Baker, A.J.M. 2000. Metal-accumulating plants. In: Raskin I. & B.D Ensley (Eds.) *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. John Wiley and Sons. New York, USA. pp. 193-229.
- Riojas, R. H., Sabido, P.E. y Rodríguez, A.Y. 2003. Programa de Municipios saludables. Comunicación de Riesgos a la salud ocasionada por la

-
- exposición a manganeso en ocho comunidades de la cuenca manganesífera del Estado de Hidalgo, México. Editado por la Secretaría de Salud, Instituto de Salud, Ambiente y Trabajo, S.C., Servicios de Salud de Hidalgo. p 110.
- Ross, S.M. y Kaye, K.J. 1994. The meaning of metal toxicity in soil plant systems. In: Ross, S.M. (Ed.) The meaning of metal toxicity in soil-plant systems. John Wiley & Sons: Chichester. pp. 27–61.
- Salt, D.E., Blaylock, M. y Kumar, P.B.A.N. 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from environment using plants. *J. Biotechnol.* 13, 468-474.
- Scott, B.J., Fischer, J.A. y Spohr, L.J. 1998. Manganese tolerance in a range of wheat genotypes. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29, 219-235.
- SGM, Servicio Geológico Mexicano, 2007. Carta Geológico-Minera de Molango. Clave F14-D51, escala 1:50,000. Disponible en <http://www.coremisgm.gob.mx/>
- Sistema para la consulta de los cuadernos Estadísticos Municipales de Hidalgo 2005. Disponible en: http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/español/sistemas/cem05/05/info/hgo/hgo/0042/c13042_01.xls. Fecha de consulta: 24 de enero 2009.
- Smith, K.S. y Huyck, H.L.O. 1999. An overview of the abundance, relative mobility, bioavailability and human toxicity of metals, in Plumlee, G.S., and Logsdon, M.J., (Eds.) The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. Part A: *Soc. Econ. Geol. Rev. Econ. Geol.* 6, 29 - 70.
- Smithsonian Tropical research Institute, <http://biogeodb.stri.si.edu/herbarium/herbario/species/12635/?famsolanacea&page=6&lang=es>. *Solanum diversitifolium*, fecha de consulta: 10 julio 2009.
- Tiffin, L.O. 1977. The form and distribution of metals in plants: an overview, in Proc. Hanford Life Sciences Symposium. U.S. Department of Energy, Symposium Series, Washintong, D.C. p 315.
- Villavicencio, M.A. y Pérez, B.E. 2005. Guía de la flora útil de la Huasteca y la zona Otomí-Tepehua, Hidalgo, UEAH, Hidalgo, México. p. 32.
- Villavicencio, M.A. y Pérez, B.E. 2006. Plantas útiles del Estado de Hidalgo III, UEAH, Hidalgo, México. p. 69
- Villavicencio, M.A., Pérez, B.E. y Ramírez, A. 2002. Plantas útiles del Estado de Hidalgo II, UEAH, Hidalgo, México. p. 25.
- Villavicencio, M.A., Pérez, B.E. y Ramírez, A.A. 2003. Lista de plantas útiles del Estado de Hidalgo, UEAH, Hidalgo, México. p 67.
- Visser, J.F.W. 1994. Contaminated Land Policies in Some Industrialized Countries. Technique Commissie Bodembescherming, The Hague, The Netherlands.

-
- Wang, X., Liu, Y., Zeng, G., Chai, L., Xiao, X., Song, X. y Min, Z. 2008. Pedological characteristics of Mn tailings and metal accumulation by native plants. *J. Chemosphere* 72, 1260–1266.
- Wang, X., Yunguo, L., Guangming, Z., Liyuan, Ch., Xin, X., Xiaochen, S. y Zongyi, M. 2008. Pedological characteristics of Mn mine tailings and metal accumulation by native plants. *Chemosphere*. 72, 1260-1266.
- Wilkins, D.A. 1978. The measurement of tolerance to edaphic factors by means of root growth. *New Phytologist*. 80, 623-633.
- Wilkins, D.A., 1957. A technique for the measurement of lead tolerance in plants. *Nature* 180, 37-38.
- Wong, M.H., Lau, W.M., Li, S.W. y Tang, C.K. 1983. Root growth of two grass species on iron ore tailings at elevated levels of manganese, iron and copper. *Environ. Res.* 30, 26–33.
- Xu, X., Shi, J., Chen, Y., Wu, B.I. Chen, X.C. y Perera, A. 2007. Effects of manganese on uptake and translocation of nutrients in a hyperaccumulator. *J. Plant Nutr.* 30: 1737 - 1751.
- Xue, S.G., Chen, Y.X. y Reeves, R.D., 2004. Manganese uptake and accumulation by two populations of *Phytolacca acinosa* Roxb. (Phytolaccaceae). *J. Environ. Poll.* 131: 393-399.
- Yang, S.X., Deng, H. y Li, M.S. 2008. Manganese uptake and accumulation in a woody hyperaccumulator: *Schima superba*. *Plant Soil Environ.* 54, 441-446.
- Yuan, M., Boeing, T., Meizhen, T. y Aoyama, I. 2006. Accumulation and uptake of manganese in an hyperaccumulator *Phytolacca americana*. *Miner. Eng.* 20, 188-190.
- Zhang, W., Cai, Y., Tu, C., Ma, L.Q., 2002. Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant. *Sci. Total Environ.* 300, 167-177.

ANEXOS

ANEXO 1

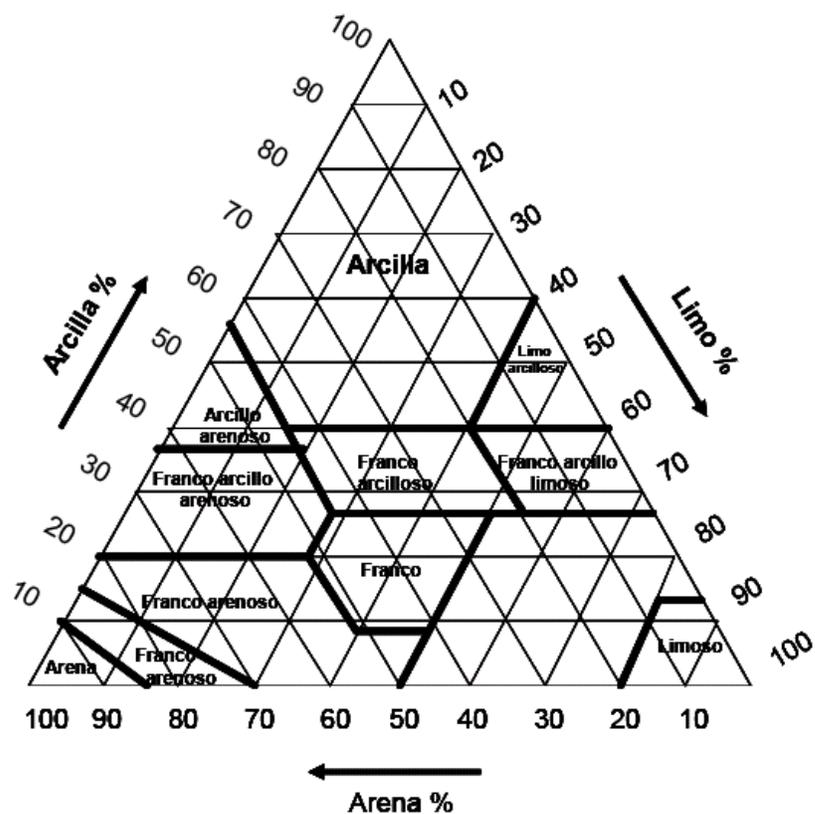


Figura A1.1 Triángulo de texturas del suelo

Tabla A1.2 Valores de corrección de temperatura para la determinación de textura

Temperatura (°C)	Corrección	Temperatura (°C)	Corrección
15.0	- 1.62	21.5	+ 0.72
15.5	- 1.44	22.0	+ 0.90
16.0	- 1.26	22.5	+ 1.08
16.5	- 1.08	23.0	+ 1.26
17.0	- 0.90	23.5	+ 1.44
17.5	- 0.72	24.0	+ 1.62
18.0	- 0.54	24.5	+ 1.80
18.5	- 0.36	25.0	+ 1.98
19.0	- 0.18	25.5	+ 2.15
19.5	- 0.00	26.0	+ 2.34
20.0	+ 0.18	26.5	+ 2.52
20.5	+ 0.36	27.0	+ 2.70
21.0	+ 0.54	27.5	+ 2.88
		28.0	+ 3.06

Fuente: NOM-021-SEMARNAT-2000

ANEXO 2

A2.1 Clasificación del suelo en cuanto a su valor de pH

Clasificación	pH
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1 – 6.5
Neutro	6.6 – 7.3
Medianamente alcalino	7.4– 8.5
Fuertemente alcalino	> 8.5

Fuente: NOM-021-SEMARNAT-2000

ANEXO 3

Asclepius curassavica L.

Morfología

Planta herbácea, de aproximadamente 50 cm de alto, al cortarla produce látex lechoso; hojas alargadas, de 5 a 6 cm de longitud; sus flores rojo-anaranjado, en inflorescencias; fruto como de 5 cm de largo. Es una planta venenosa. Florece la mayor parte del año.

Distribución geográfica

Habita en potreros, en terrenos abandonados y a la orilla de caminos en áreas de bosque mesófilo de montaña y bosque tropical perennifolio. Se localiza en Molango, Xochicoatlán, Yahualica, Calnali, Tlanchinol, Atlapexco, Huautla, Huejutla y Huehuetla. América tropical y subtropical, desde México hasta Argentina, naturalizada en Asia.

Usos

Medicinal, se usa como analgésico del dolor de muelas, una gota del látex de la planta se coloca en la cavidad dental; se da el mismo uso para quitar mezquinos.

Fuente: Villavicencio, M.A., Pérez, B.E., Ramírez, A., 2002, Plantas útiles del Estado de Hidalgo II, UEAH, Hidalgo, México. p 25.

Blechnum occidentale

Morfología

Planta con un tallo erecto o reptante, escamoso. La hoja dividida una vez. La hoja fértil es similar a la estéril

Distribución geográfica

México, Centro y Sur America

Usos

Ornamental y medicinal, combate afecciones en los pulmones y alivia molestias causadas por cálculos en la vejiga, en algunos lugares es usada la infusión para calmar los nervios.

Fuente. Red Nacional de Jardines Botánicos, 2008.
<http://www.siac.net.co/sib/catalogo/especie.do?idBuscar=1177&method=displayAT>

Cnidosculus multilobus

Morfología

Arbusto o árbol, de 3 a 6 m de altura; planta urticante, con jugo lechoso; hojas grandes, de aproximadamente 30 cm de largo; con numerosas flores blancas. Florece en abril y mayo. Crece en los bosques mesófilo de montaña, y en sitios abiertos tales como los potreros.

Distribución geográfica

Xochicoatlán, Tepehuacán, Yahialica y Atlapexco. Nativa en México, se extiende de México hasta Guatemala.

Usos

Alimenticio (masa para tortillas de maíz)

Medicinal, es usado para las reumas.

Fuente: Villavicencio, M.A., Pérez, B.E. y Ramírez, A.A. 2003, Lista de plantas útiles del Estado de Hidalgo, UEAH, hidalgo, México. p 67.

Equisetum hyemale

Morfología

Es una hierba de hasta 2 m de altura, con tallos huecos, quebradizos y cilíndricos, de color verde oscuro sin ramificaciones y con anillos espaciados, se encuentran alrededor de un tallo saliendo de las articulaciones. Los frutos son unos conos muy pequeñas que se encuentran en la parte terminal de la planta. Está asociada a la vegetación acuática, barrancas de bosque mesófilo.

Distribución geográfica

Se encuentran en Norte América, incluyendo a Canadá y México, además de Europa y Asia

Usos

Medicinal, para padecimientos del aparato digestivo, gastritis, úlceras, dolor e inflamación del estómago, además de dolor e inflamación en riñones, cálculos renales.

Fuente: Biblioteca Digital de la Medicina Tradicional Mexicana.
Olsen, S., 2007 Encyclopedia of garden ferns, Ed. Timberpress, p 252.

Equisetum myriochaetum

Morfología

Planta de 1 a 2 m de alto, con tallos rectos articulados, verdes, huecos, estriados, ásperos al tacto, ramificaciones numerosas, delgadas; órganos reproductores en conos que se encuentran en los extremos de las ramas y del tallo principal. Crece por manchones densos.

Distribución geográfica

Se encuentra en sitios húmedos de bosque tropical perennifolio y bosque mesófilo de montaña. En Tepehuacán, Huejutla, Huazalingo y Huehuetla. Este tipo de planta está presente en Nicaragua, Costa Rica, Colombia, Venezuela, Ecuador,

Perú and México (Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Estado de México, Oaxaca, Puebla, Veracruz, Hidalgo, San Luis Potosí, Nuevo León, Chiapas)

Usos

Medicinal, la infusión de los tallos se toma para de dolor de cintura, problemas de riñón y vías urinarias.

Fuente: Villavicencio, M.A., Pérez, B.E., 2006, Plantas útiles del Estado de Hidalgo III, UEAH, Hidalgo, México. p 69.

Platanus mexicana Moric

Morfología

Árbol, de 20 a 40 cm de altura; tronco generalmente derecho, con la corteza pardo-amarillenta con manchas blanco-cremosas y rojizas; hojas anchas, de 10 a 20 cm de largo, con tres lóbulos, las hojas nuevas son rojizas y las maduras verde-amarillento o grisáceo; flores masculinas y femeninas en cabezuelas separadas, globosas. Florece de febrero a mayo.

Distribución geográfica

Se encuentra en bosque mesófilo de montaña y bosque tropical perennifolio, principalmente a lo largo de ríos y arroyos. Se observó en Molango, Xochicoatlan, Tepehuacán, Tlanchinol y Huejutla. Además de Puebla, Veracruz y Chiapas; también en Tamaulipas, San Luis Potosí, Guanajuato, Querétaro, Nuevo León y Oaxaca. A nivel internacional, se extiende desde México hasta Guatemala.

Usos

Medicinal, la resina se utiliza para aliviar golpes y torceduras, una infusión de sus hojas ayuda a calmar el dolor del oído. Del tronco se saca madera empleadas en la construcción

Fuente: Villavicencio, M.A., Pérez, B.E., 2006, Plantas útiles del Estado de Hidalgo III, UEAH, Hidalgo, México. p 32.

Pluchea sympitifolia

Morfología

Hierba gruesa; hojas alternas, simples, ovaladas, de base redondeada, margen entero redondeado; inflorescencia, flores de color rosa-morado. Habita en zonas inundables, registra floración todos los meses del año

Distribución geográfica

EUA, México, Centroamérica y las Islas del Caribe

Usos

Medicinal, es usada como analgésico para dolores de cabeza y estomago y antiséptico.

Fuente: http://www.ejournal.unam.mx/bio/BIOD77_01/BIOD770107.pot y www.bioone.org.

Solanum diversitifolium

Morfología

Arbusto de la familia de las solanáceas, de uno a 3 metros de altura.

Distribución geográfica

Colombia, Costa Rica, México, Panamá, Venezuela

Usos

Ornamental

Fuente: Smithsonian Tropical research Institute
<http://biogeodb.stri.si.edu/herbarium/herbarium/species/12635/?famsolanaceae&page=6&lang=es>.

Thelypteris kunthii

Morfología

Helechos de tallos que van de cortos a largos, de 4 – 8 mm de diámetro, hojas monomórficas, perenne, pecíolo de color paja, con base marrón. Se encuentran en caminos ríos, bosques, los sumideros de piedra caliza.

EUA, México, Centroamérica en Costa Rica, América del Sur desde Colombia hasta Brasil.

Usos

Ornamental

Fuente: Flora of North America
www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=1&taxon_id=233501285.

Xanthosoma robustum

Morfología

Planta herbácea, robusta de aproximadamente un metro de alto; las laminas de las hojas miden 40 cm de largo por 30 cm de ancho; inflorescencia columnar, blanca, protegida por una hoja modificada.

Distribución geográfica

Crece en lugares abiertos preferentemente a la orilla de arroyos o lugares húmedos en bosque tropical perennifolio. En Atlapexco, Huautla, Huazalingo, Jaltocán, Orizatlán, Xochiatipan y Yahualica.

Nativa en México, Costa Rica, Guatemala, Honduras, Nicaragua

Usos

Ornamental, plaguicida y medicinal, el látex se aplica en heridas para ayudar a la cicatrización.

Fuente: Villavicencio, M.A., Pérez, B.E., 2005, Guía de la flora útil de la Huasteca y la zona Otomí-Tepehua, Hidalgo, UAEH, Hidalgo, México. p 32.