



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL CIIDIR – OAXACA

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y
APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES

PROTECCIÓN Y PRODUCCIÓN VEGETAL

ESTUDIO DE LA COMUNIDAD VEGETAL PRESENTE EN
SITIOS CON RESIDUOS DE MINAS DE PLATA Y SU
CAPACIDAD FITOREMEDIADORA

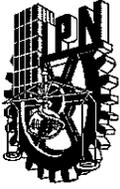
T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS
P R E S E N T A

MANUEL TEODORO TENANGO

BAJO LA DIRECCIÓN DEL

DR. CELERINO ROBLES PEREZ

Santa Cruz, Xoxocotlán, Oax. junio de 2014



**INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACION Y POSGRADO**

ACTA DE REVISION DE TESIS

En la Ciudad de Oaxaca de Juárez siendo las 13:00 horas del día 27 del mes de Mayo del 2014 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación del **Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR-OAXACA)** para examinar la tesis de grado titulada: "Estudio de la comunidad vegetal presente en sitios con residuos de minas de plata y su capacidad fitoremediadora"

Teodoro Apellido paterno	Tenango materno	Manuel nombre(s)							
		Con registro: <table border="1"> <tr> <td>B</td> <td>1</td> <td>2</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>1</td> </tr> </table>	B	1	2	0	0	0	1
B	1	2	0	0	0	1			

aspirante al grado de: **MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **SU APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA
Director de tesis

Dr. Celerino Robles Pérez

Dr. Jaime Ruiz Vega

Dr. Sadoth Sandoval Torres

M. en C. Gladys Isabel Manzanero Medina

M. en C. Felipe de Jesus Palma Cruz

EL PRESIDENTE DEL COLEGIO

Dr. Rafael Pérez Pacheco



CENTRO INTERDISCIPLINARIO
DE INVESTIGACION PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
C.I.I.D.I.R.
UNIDAD OAXACA
I.P.N.



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de Oaxaca de Juárez el día 05 del mes de junio del año 2014, el (la) que suscribe Teodoro Tenango Manuel alumno (a) del Programa de **MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES** con número de registro B120001, adscrito al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del Dr. Celerino Robles Pérez, y cede los derechos del trabajo titulado, "Estudio de la comunidad vegetal presente en sitios con residuos de minas de plata y su capacidad fitoremediadora", al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección **Calle Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca**, e-mail: posgradoax@ipn.mx ó teoten@gmail.com se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.


Teodoro Tenango Manuel



CENTRO INTERDISCIPLINARIO
DE INVESTIGACIÓN PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
C.I.D.I.R.
UNIDAD OAXACA
I.P.N.

RESUMEN

La minería es una actividad económica importante para México, sin embargo genera impactos negativos al ambiente. Uno de los más persistentes es la contaminación con metales pesados, producto de actividades de separación y concentración del mineral de beneficio. A largo plazo, los residuos de esta actividad forman tepetateras (conocidas con el nombre de presas de “jales”) con altas cantidades de elementos tóxicos y contaminantes. Se ha detectado, en los jales, la colonización por vegetación natural con especies tolerantes que presentan mecanismos de adaptación. Algunas de estas especies logran excluir el contaminante de sus tejidos, lo que les permite crecer con ciertas limitaciones; otras lo absorben sin que esto afecte sus funciones vitales para sobrevivir; unas más tienen la capacidad de reducir la disponibilidad del contaminante por procesos metabólicos en sus raíces con ayuda de microorganismos. Estos dos últimos mecanismos han sido muy estudiados recientemente para generar propuestas de restauración de suelos, nombrando esto como fitoremediación.

A fin de conocer las comunidades vegetales establecidas en sitios con residuos de minería en San Jerónimo Taviche, Oaxaca, y su capacidad fitoremediadora, se delimitaron y georeferenciaron tres áreas de estudio. Se tomaron muestras de suelo y se obtuvieron valores de pH, conductividad eléctrica, contenido de materia orgánica, densidad real, densidad aparente, porosidad, contenido de humedad, retención de humedad y concentraciones de N y P. Dentro de cada área se realizó un censo total de la vegetación arbustiva y un muestreo sistemático del estrato herbáceo. Las especies encontradas se identificaron, y se calcularon Índices de Valor de Importancia Relativa (IVIR) con los datos de abundancia y cobertura. Se calculó el índice de Jaccard y se realizó un análisis clúster, esto se reforzó utilizando un escalamiento multidimensional. Para las especies más importantes se realizó una revisión de literatura a fin de detectar su presencia en otros sitios bajo condiciones de estrés. También se colectó tejido vegetal aéreo (tallo y hojas), tejido radical y suelo rizosférico para obtener

concentraciones totales de Pb, Zn, Mn y Cu por espectrofotometría de absorción atómica. En las muestras de suelo y rizosfera se midieron también sus fracciones extraíbles con DTPA.

Se encontraron 14 familias botánicas y 23 especies vegetales. Las más importantes son *Bouteloua dimorpha*, *Cynodon dactylon*, *Clibadium surinamense*, *Vachellia pennatula*, *Barkleyanthus salicifolius*, *Brickellia veronicifolia* y *Wigandia urens*. Las siete han sido reportadas como pioneras en áreas perturbadas, pero sólo *B. veronicifolia* y *C. dactylon* como fitoextractoras de metales pesados. Adicionalmente se encontró que *Salix mexicana* ha sido reportada también como especie fitoextractora, y como elemento importante para la restauración de suelos contaminados. *Bouteloua dimorpha* es la especie con mejor adaptación a las condiciones evaluadas, sin embargo no se encontró reportada como fitoextractora importante. *Brickellia veronicifolia* y *C. surinamense* destacan como extractoras de Zn (hasta 1042 y 4979 mg Kg⁻¹ respectivamente) y como las principales extractoras de Pb reportadas hasta el momento para México (2019 y 4291 mg·Kg⁻¹ respectivamente). *Cynodon dactylon* se adapta muy bien a las condiciones de contaminación y estrés, y absorbe concentraciones importantes de Zn (3286 mg Kg⁻¹) y Pb (1067 mg Kg⁻¹), sin embargo es una especie exótica y se reporta como portadora de patógenos importante. *Vachellia pennatula*, la segunda arbustiva más importante en la comunidad, presenta contenidos bajos de metales pesados en sus tejidos, por lo que podría presentar algún mecanismo de exclusión de los contaminantes evaluados. *Salix mexicana* resalta por su capacidad para traslocar metales pesados, encontrándose 1074 mg Kg⁻¹ de Zn y 631 mg Kg⁻¹ de Mn en tejidos aéreos.

Los sitios A y B presentan similitudes en características edáficas y en la estructura de las comunidades vegetales, además de niveles de contaminación por Cu (104 mg Kg⁻¹) y Zn (216 y 317 mg Kg⁻¹ respectivamente), y toxicidad de Pb (1999 y 307 mg Kg⁻¹ respectivamente). El sitio C se diferencia por tener pH medianamente alcalino, contenidos de materia orgánica más bajos (0.39 %), y

valores de humedad y conductividad eléctrica menores, además de contaminación por Mn (1972 mg Kg^{-1}), y una menor diversidad de especies vegetales, así como mayor cobertura vegetal, principalmente con *C. dactylon*. También presenta las únicas especies arbóreas encontradas en el estudio (*Ficus benjamina* y *S. mexicana*). La presencia de especies vegetales influye de manera positiva sobre las características del suelo, sin embargo las cualidades químicas de la rizosfera varían de acuerdo a cada especie.

ABSTRACT

Mining is an important economic activity in Mexico, however it produces a negative impact to the environment. One of the most persistent is heavy metal pollution, derived from separation and concentration activities from ore extraction. In the long term, remnants from this activity accumulate in tailings with high concentration of toxic elements and pollutants. In this soils and tailings, colonization by tolerant indigenous plant species which show mechanisms of adaptation has been found. Some of them are able to exclude the pollutant from the tissue, which allows them to grow with some limitations; some others absorb it with no impact to their vital functions to survive; others are able to reduce availability of the heavy metal by metabolic process in the roots assisted by microorganisms. This latter two mechanisms have been studied in recent days in order to develop soil restoration approaches, by the name of phytoremediation.

In order to explore the plant communities established in sites with mine wastes in San Jerónimo Taviche, Oaxaca, and their phytoremediation capacity, three sites were selected, delimited and geo-referenced. Soil samples were taken in order to obtain pH, electrical conductivity, organic matter content, bulk density, particle density, porosity, water holding capacity, humidity, and N and P concentration values. In each site, a total count was made of the shrub plants, and a systematic sampling of the herb layer. The plant species found were identified, and Relative Importance Value Index (RIVI) were calculated with abundance and cover data. Jaccard index was calculated and a cluster analysis was developed with it, which was reinforced with multidimensional scaling. For the main species a literature review was necessary so as to find out their presence in sites under stress conditions. Also shoot and root tissue was collected from these species, as well as rhizospheric soil, in order to get Pb, Zn, Mn and Cu concentrations by atomic absorption spectrophotometry. In soil and rhizosphere samples, DTPA fraction was also measured.

14 botanical families and 23 species were found. The most important are *Bouteloua dimorpha*, *Cynodon dactylon*, *Clibadium surinamense*, *Vachellia*

pennatula, *Barkleyanthus salicifolius*, *Brickellia veronicifolia* y *Wigandia urens*. All of them have been reported as colonizers for disturbed sites, but only *B. veronicifolia* and *C. dactylon* are heavy metal phytoextractors. Furthermore, *Salix mexicana* has been reported as significant phytoextractor and as an important component for the polluted-soil restoration process. *Bouteloua dimorpha* is the best adapted species under the evaluated conditions, nevertheless is not a good phytoextractor. *Brickellia veronicifolia* and *C. surinamense* stand out as Zn extractors (1042 and 4979 mg·Kg⁻¹ respectively) and as the main Pb extractors registered for Mexico so far (2019 and 4291 mg·Kg⁻¹ respectively). *Cynodon dactylon* is well adapted to pollution and stress conditions, and absorbs big concentrations of Zn (3286 mg·Kg⁻¹) and Pb (1067 mg·Kg⁻¹), but is considered alien species and pathogen vector. *Vachelilia pennatula*, the second most important shrub for the community, shows low heavy metal content in the tissues, hence it may possess some kind of exclusion mechanism for the evaluated pollutants. *Salix mexicana* stands out for its capacity to translocate heavy metals, finding 1074 mg·Kg⁻¹ Zn and 631 mg·Kg⁻¹ Mn in shoot tissue.

A and B sites show similarities, not only in their edaphic qualities and in the vegetal community, but also in the pollution levels of Cu (104 mg·Kg⁻¹ for both) and Zn (216 and 317 mg·Kg⁻¹ respectively), as well as Pb toxicity (1999 and 307 mg·Kg⁻¹ respectively). C site differs in a moderately alkaline pH and lower humidity, electrical conductivity and organic matter content, as well as Mn pollution (1972 mg·Kg⁻¹) and less diversity of species but more cover, mainly by *C. dactylon*. It also presents the only tree species found in the research (*Ficus benjamina* and *S. mexicana*). The presence of plant species affects positively the soil characteristics; however, the chemical qualities of the rhizosphere vary depending on each species.

CONTENIDO

RESUMEN	4
ABSTRACT	7
INTRODUCCIÓN	12
CAPITULO 1	14
DESCRIPCIÓN ESTRUCTURAL DE LA VEGETACIÓN ESTABLECIDA EN JALES DE MINAS DE PLATA EN SAN JERÓNIMO TAVICHE, OCOTLÁN, OAXACA.	15
INTRODUCCIÓN	15
MÉTODOS	17
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	19
CONCLUSIONES	25
FUENTES CONSULTADAS	26
CAPITULO 2	32
ESPECIES SILVESTRES CON POTENCIAL PARA FITOREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON CU, PB, MN Y ZN EN OAXACA, MÉXICO	33
INTRODUCCIÓN	33
MÉTODOS	35
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	37
CONCLUSIONES	46
FUENTES CONSULTADAS	46
CONCLUSIONES GENERALES	52

INDICE DE CUADROS

<i>Cuadro 1:</i> Especies presentes en cada sitio por familia botánica. Forma Biológica (FB): Hierba (H), arbusto (S), árbol (A). Índice de Valor de Importancia Relativa (IVIR). _____	20
<i>Cuadro 2.</i> Diversidad beta por el método de Jaccard (Modelo utilizado según Koleff et al., 2003) en tres sitios con jales de minería de plata en San Jerónimo Tavivhe, Ocotlán, Oaxaca. _____	23
<i>Cuadro 3:</i> Parámetros evaluados en los sitios de estudio. MO: Materia orgánica. CE: Conductividad eléctrica. Abajo: Contenidos totales y fracción DTPA _____	37
<i>Cuadro 4.</i> Proporción de metales pesados de la fracción DTPA con respecto del contenido total en muestras rizosféricas en tres sitios de depósito de jales de minería de plata en San Jerónimo Taviche, Ocotlán, Oaxaca. _____	41

INDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1.</i> Plano con los tres sitios (jales) de estudio y delimitación de escurrimientos. _____	18
<i>Figura 2.</i> Agrupamiento de tres sitios con jales de minería de plata en San Jerónimo Taviche, Oaxaca, de acuerdo al índice de disimilitud de Jaccard para la vegetación presente _____	22
<i>Figura 3.</i> Ordenación de las especies vegetales por sitio de depósito de jales de minería en San Jerónimo Taviche, Ocotlán, Oaxaca, de acuerdo a sus características de cobertura y abundancia por el método de escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS) _____	25
<i>Figura 4.</i> Contenido de metales pesados en rizosfera de plantas de matorral xerófilo en depósitos de jales en San Jerónimo Taviche, Ocotlán, Oaxaca. _____	40
<i>Figura 5:</i> Contenido de metales pesados en tejido vegetal de siete especies de matorral xerófilo en tres sitios de depósito de jales de minería de plata en San Jerónimo Taviche, Ocotlán, Oaxaca. Raíz (negro) y parte aérea (gris). Los nombres de las especies vegetales fueron abreviados con las tres primeras letras del género y las tres primeras de la especie. La letra mayúscula al final representa el sitio (Ej. VacpenB = Vachellia pennatula sitio B). _____	43

AGRADECIMIENTOS

A don Luis Tomás Hernández y Raymundo Ramos, por su tiempo y apoyo en los recorridos de campo y la información aportada sobre la comunidad, las minas, las plantas y los jales.

A Artemio Méndez Matías por sus observaciones y aportes en la etapa de gabinete y en el laboratorio.

Al Dr. Gilberto Vela y el Biólogo Oscar por su apoyo para la cuantificación de metales pesados en el laboratorio de edafología y absorción atómica de la UAM Xochimilco.

A Tania Marisol Susan Tepetlán por su gran apoyo en la toma de datos en campo y la identificación botánica.

Especialmente al Dr. Celerino Robles Pérez por su tiempo y dedicación en la dirección de este trabajo.

INTRODUCCIÓN

El presente trabajo de investigación se desarrolló como parte medular del programa académico de maestría en ciencias en conservación y aprovechamiento de recursos naturales, ofrecida por el Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, del Instituto Politécnico Nacional, con el objetivo de conocer y estudiar la capacidad fitoremediadora de plantas presentes en sitios con residuos de minería de plata.

El estudio se reporta en dos capítulos y unas conclusiones generales finales. La primera parte permite al lector introducirse en la problemática provocada por la minería en México y su impacto al ambiente, particularmente el problema que causa la contaminación en la vegetación nativa, o la ausencia de esta. Se desarrolla un estudio de ecología de comunidades que permite conocer la diversidad vegetal presente en los sitios de estudio, e identificar y familiarizarse con las especies sobresalientes en su capacidad fitoremediadora.

En la segunda parte el problema se centra en los efectos de estrés y toxicidad que causan los metales pesados, provenientes de la contaminación, y se desarrolla un estudio químico, caracterizando los niveles de absorción de metales pesados en los tejidos de las principales especies vegetales reportadas en la primera parte. A través de estudios de fertilidad de suelos y espectrofotometría de absorción atómica, que permite obtener concentraciones de Mn, Pb, Cu y Zn en suelo, rizosfera y tejido vegetal, obtenemos un panorama general de las características del sustrato contaminado, y de la capacidad fitoremediadora de las especies evaluadas.

Finalmente, a manera de conclusiones generales, se muestran las características generales de los suelos estudiados, y las especies con potencial para su recuperación o rehabilitación, conjuntando la importancia de cada especie dentro de la comunidad vegetal y su capacidad fitoremediadora, para concluir con

una propuesta de especies que podrían ser utilizadas para la rehabilitación o recuperación del suelo.

Es importante señalar que el presente trabajo no pretende ser una propuesta de restauración ecológica o rehabilitación de suelos contaminados. Debido a las características del programa de estudios, y el tiempo disponible para este trabajo, se ofrece solamente un estudio enfocado a identificar especies con potencial fitoremediador; sin embargo, aún es poca la información generada para poder presentar una propuesta definitiva de restauración.

CAPITULO 1

**DESCRIPCIÓN ESTRUCTURAL DE LA VEGETACIÓN ESTABLECIDA EN
JALES DE MINAS DE PLATA EN SAN JERÓNIMO TAVICHE, OCOTLÁN,
OAXACA.**

DESCRIPCIÓN ESTRUCTURAL DE LA VEGETACIÓN ESTABLECIDA EN JALES DE MINAS DE PLATA EN SAN JERÓNIMO TAVICHE, OCOTLÁN, OAXACA.

INTRODUCCIÓN

A lo largo de su historia, la minería ha generado impactos negativos al ambiente provocados por excavaciones en el suelo, perforaciones al subsuelo, extracción de elementos minerales, generación de residuos peligrosos, entre otros. Uno de los procesos con mayor impacto a largo plazo es la generación de residuos producidos en las operaciones de separación y concentración de minerales, los cuales son depositados en obras específicas para su disposición final. A largo plazo, estos residuos llegan a formar tepetateras definidas, altamente erosionables y con altos contenidos de elementos tóxicos para las plantas, principalmente metales pesados (Becerril *et al.*, 2007; Garbisu *et al.*, 2007; Tandy *et al.*, 2009). La legislación actual regula la disposición y control de dichos residuos, sin embargo, la explotación minera en México, que data de la época de la conquista, ha tenido otro manejo en el pasado que hoy genera riesgos para el medio ambiente.

En el área de San Jerónimo Taviche (Distrito de Ocotlán, Oaxaca) se registra que ha existido explotación de plata desde 1550, y se considera una de las primeras zonas en ser explotada por los conquistadores en el país (Sánchez, 1993). En 1873 se da un desplazamiento progresivo de la explotación tradicional y comienza un proceso de industrialización que incluye plantas de cianuración, concentradoras y de fundición para la extracción del mineral (Uribe, 2001). Las áreas de jal remanentes de estas explotaciones implican todavía hoy en día cambios importantes que afectan al ecosistema, tales como reducción y pérdida de la biodiversidad, contaminación del suelo, erosión, modificación de las características físicas y químicas y una potencial fuente constante de contaminación a los mantos acuíferos, flora, fauna y civilización (Galan y Romero, 2008; Prieto *et al.*, 2008; Singh *et al.*, 2004; Wong, 2003; Hewitt *et al.*, 2009).

Después de una perturbación, las comunidades ecológicas presentan cambios en su estructura, diversidad, productividad y biomasa. En este proceso,

las especies invasoras y pioneras juegan un papel fundamental para la revegetación de las áreas afectadas (Conell y Slatyer, 1977; Rodriguez, 2006). En ecosistemas con poca diversidad que se han visto afectados por estrés, el tamaño de la comunidad tiende a verse influenciado principalmente por factores físicos, en este caso, las condiciones físicas y químicas del suelo (Odum y Warret, 2006). La colonización de este espacio por organismos terrestres que se establecen en los hábitats más adecuados, siguen un proceso de colonización natural, donde varios grupos pueden establecerse y hacer uso del mismo espacio en diferentes momentos, lo que genera una dinámica de reemplazamiento (Krebs, 1989).

Muchos experimentos han demostrado que comunidades con menor número de especies por grupo funcional son menos estables que las que tienen mayor número, por lo que resulta importante mantener el número de especies en una comunidad para reducir los niveles de estrés y mejorar la resistencia a los cambios en el sistema ecológico en general (Van der Brink, 2008). De acuerdo con estos criterios, la ecología de comunidades se ha preocupado por los impactos que tienen los contaminantes del suelo en la estructura y función de la comunidad ecológica (Hewitt *et al*, 2009). Según Nicholson y Safaya (1993), las características de la comunidad ecológica en cuestión pueden ser fuertes indicadores de la contaminación de los suelos, al observar principalmente los efectos en la vegetación.

En los últimos años se han desarrollado técnicas biológicas para la restauración de suelos contaminados basadas en la capacidad de algunas especies vegetales para tolerar, absorber, degradar, acumular y modificar compuestos contaminantes. En relación con los metales pesados, Garbisu *et al*. (2007) dice que las más prometedoras son la fitoextracción y la fitoestabilización. La primera se refiere a la utilización de plantas para extraer los metales del suelo y acumularlos en tejidos de la planta; la segunda es la capacidad de las plantas y organismos asociados a la raíz para reducir la disponibilidad de los contaminantes. A este respecto, Becerril *et al*. (2007) consideran la importancia de la conservación y utilización de las especies metalofitas y pseudometalofitas para la restauración de suelos. Describen a las primeras como especies que han desarrollado

mecanismos fisiológicos para resistir, tolerar y sobrevivir en suelos contaminados y que por lo tanto, son endémicas de sitios con dichas condiciones, mientras que las segundas son plantas adaptadas con resistencia a estos contaminantes, pero que se encuentran presentes en un rango de distribución más amplio.

En este trabajo se describe la composición florística de la vegetación establecida en tres depósitos de jales de minas de plata en el municipio de San Jerónimo Taviche, Oaxaca, con la finalidad de identificar especies con potencial para la restauración de los mismos.

MÉTODOS

Descripción del área de estudio

El municipio de San Jerónimo Taviche se encuentra 46 km al sur de la Ciudad de Oaxaca, en el distrito de Ocotlán, y forma parte de la región de los Valles Centrales. Se ubica aproximadamente 14 km al este de Ocotlán de Morelos, en las coordenadas 16°42'45.43"N, 96°35'43.00"O. La superficie es de 213.06 Km² a una altitud promedio de 1,700 msnm. El tipo de vegetación de la zona es considerado matorral xerófilo (Acosta *et al*, 2003).

Se delimitaron y georeferenciaron tres áreas de estudio (Figura 1) de acuerdo a las cualidades físicas del suelo, que se caracterizan como depósitos de jales bien definidos, altamente erosionables, arcillosos y sin contenido aparente de materia orgánica.

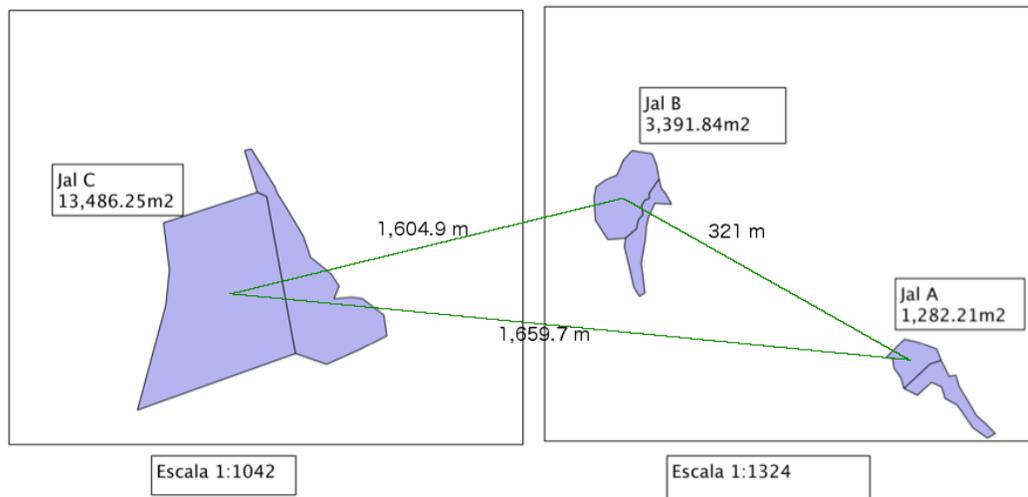


Figura 1. Plano con los tres sitios (jales) de estudio y delimitación de escurrimientos.

Estudio de la vegetación

Dentro de cada sitio de estudio se obtuvo un censo total de la vegetación arbustiva establecida en cada área y se tomaron datos de diámetro basal (> 5 cm) y altura. Para el estrato herbáceo se realizó un muestreo sistemático con cuadrantes de 1 m^2 a cada 5 m, tomando datos de cobertura en porcentaje con respecto al cuadrante. Las especies vegetales encontradas en las áreas de estudio se identificaron con apoyo del Herbario del CIIDIR Oaxaca. La nomenclatura de las mismas se cotejó con la base de datos del Sistema Integrado de Información Taxonómica para América del Norte (<http://itis.gbif.net/>) y de Tropicos Missouri Botanical Garden (<http://www.tropicos.org>). Con estos datos se obtuvieron índices de abundancia de acuerdo con la metodología descrita por Mostacedo (2000). Los valores de cobertura para arbustivas se obtuvieron mediante la metodología descrita por Matteucci y Colma (1982) que utiliza el área basal con respecto a la superficie total evaluada. Debido a su naturaleza de censo total del estrato arbustivo, los valores de abundancia y densidad relativa arrojan los mismos resultados. Se calcularon Índices de Valor de Importancia Relativa (IVIR) para cada especie con la sumatoria de abundancia y cobertura relativas (Mostacedo, 2000; Krebs, 1989).

Para las especies con los IVIR más altos, con apoyo de una exhaustiva revisión de literatura, se reporta su presencia en otros sitios bajo condiciones de estrés en México, poniendo especial atención a estudios de vegetación en áreas con residuos de minería. *Vachellia pennatula* se buscó también como *Acacia pennatula*, y *Barkleyanthus salicifolius* como *Senecio salignus*, por la importancia de estas sinonimias a lo largo del tiempo.

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se utilizó la plataforma R 3.0.0 GUI 1.60 y la librería Vegan 2.0-7. El índice de Jaccard se obtuvo con la función `betadiver`, la cual calcula los valores de diversidad beta con los modelos descritos por Koleff *et al.* (2003), utilizando la matriz de datos de presencia – ausencia. El análisis cluster se realizó con la función `hclust` del mismo software estadístico. El cálculo de las disimilitudes se basó en datos de presencia - ausencia de cada especie por sitio, con el comando `vegdist`, utilizando el modelo de Jaccard, basado en el modelo de disimilitud de Bray-Curtis. Como método de ordenación se utilizó Escalamiento Multidimensional No paramétrico (NMDS), calculado con el mismo software utilizando el comando `metaMDS`. Para la matriz de disimilitudes también se utilizó el modelo de Bray-Curtis, en este caso con datos de abundancia y cobertura, a fin de comparar esta ordenación con los modelos de presencia – ausencia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se encontraron 14 familias botánicas y 23 especies vegetales, de las cuales sólo cinco están presentes en todos los sitios. El estrato herbáceo presenta un mayor número de especies (19) y las dos especies con los IVIR más altos que son *Bouteloua dimorpha* (IVIR = 93.43) y *Cynodon dactylon* (IVIR = 35.41), ambas pertenecientes a la familia Poaceae. El estrato arbustivo tiene también un papel importante en la estructura de la comunidad, ya que presenta los valores más altos después de las Poaceae. Las principales especies son *Clibadium surinamense* (IVIR = 21.83), *Vachellia pennatula* (IVIR = 10.04), *Barkleyanthus*

salicifolius (IVIR = 7.86), *Brickellia veronicifolia* (IVIR = 7.31) y *Wigandia urens* (IVIR = 5.89).

Cuadro 1: Especies presentes en cada sitio por familia botánica. Forma Biológica (FB): Hierba (H), arbusto (S), árbol (A). Índice de Valor de Importancia Relativa (IVIR).

FAMILIA	ESPECIE	FB	Sitio A	Sitio B	Sitio C	IVIR
ACANTHACEAE	<i>Hemigraphis alternata</i> (Burm. f.) T. Anderson	H	X			1.00
ASTERACEAE	<i>Baccharis pteronioides</i> DC	S	X			0.44
ASTERACEAE	<i>Barkleyanthus salicifolius</i> (Kunth) H. Rob. & Brettell	H		X	X	7.86
ASTERACEAE	<i>Brickellia veronicifolia</i> (Kunth) A. Gray	S	X	X	X	7.31
ASTERACEAE	<i>Clibadium surinamense</i> L.	S		X	X	21.83
BORAGINACEAE	<i>Wigandia urens</i> (Ruiz & Pav.) Kunth	S	X	X	X	5.89
CACTACEAE	<i>Myrtillocactus geometrizans</i> (Mart. ex Pfeiff.) Console	H		X		0.44
CACTACEAE	<i>Nopalea sp</i>	H		X		1.53
CACTACEAE	<i>Opuntia bigelovii</i> Engelm.	H	X	X	X	1.85
CONVULVULACEAE	<i>Ipomoea violacea</i> L.	S	X	X		2.07
LAMIACEAE	<i>Salvia rosmarinifolia</i> G. Don	H	X		X	2.10
MIMOSIDAE	<i>Vachellia pennatula</i> (Schltdl. & Cham.) Seigler & Ebinger	S	X	X	X	10.04
MORACEAE	<i>Ficus benjamina</i> L.	A			X	0.33
ONAGRACEAE	<i>Oenothera rosea</i> L'Hér. ex Aiton	H	X		X	0.33
POACEAE	<i>Bouteloua dimorpha</i> Columbus	H			X	93.43
POACEAE	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	H	X	X	X	35.41
POACEAE	<i>Stipa sp</i>	H	X	X		3.13
PORTULACACEAE	<i>Phytolacca icosandra</i> L.	H	X			0.44
SALICACEAE	<i>Salix mexicana</i> Seemen	A			X	0.77
SOLANACEAE	<i>Datura sp</i>	H		X		0.87
SOLANACEAE	<i>Lycianthes pilosissimum</i> (M. Martens & Galeotti) Bitter	S	X	X		1.74
SOLANACEAE	<i>Nicotiana glauca</i> Graham	S		X		0.65
VERBENACEAE	<i>Lantana camara</i> L.	S	X	X		0.55
TOTAL			14	15	12	200

Las siete especies con mayor valor de importancia han sido reportadas como pioneras en áreas perturbadas. *Cynodon dactylon* está presente en los tres sitios y tiene el segundo índice de importancia más alto (cuadro 1) con 35.4, casi la quinta parte del total (200). Esto significa que es una de las especies con mayor abundancia y cobertura en los tres sitios. Esto puede deberse a la facilidad de la especie para establecerse en suelos degradados y con bajos contenidos de

nutrientes (Muñoz *et al.*, 2006), su facilidad de reproducción vegetativa y su predilección de crecimiento bajo alta radiación solar (De Abelleira *et al.*, 2008). Esta especie ha sido reportada como una portadora importante de nematodos, hongos y virus dañinos para los cultivos tales como *Pyricularia oryzae* y *Meloidogyne incognita* (Mau Crimmins, 2007). Además fue la especie más reportada por la literatura revisada y es considerada una de las principales malezas a nivel mundial (De Abelleira *et al.*, 2008). Carrillo y González (2006) reportan una especie no identificada del género *Cynodon* creciendo en residuos de minería contaminados por Ag, Au y Zn en Zacatecas, México; Puga *et al.* (2006) realizaron un estudio sobre las concentraciones de As y Zn en vegetación nativa cercana a una presa de desperdicios mineros, y encontraron a *C. dactylon* como una de las principales especies extractoras de As (27.55 ppm en raíz y 10.71 ppm en hoja) y Zn (302.18 ppm en hoja y 225.81 ppm en raíz); Shu *et al.* (2002) la reportan como especie dominante en cinco tepetateras contaminadas por Pb, Cu y Zn, detectando contenidos de 351.15 mg·Kg⁻¹ de Pb, 688.76 mg·Kg⁻¹ de Zn y 22.26 mg·Kg⁻¹ de Cu en raíces y 644.90 mg·Kg⁻¹ de Pb, 1015.35 mg·Kg⁻¹ de Zn y 45.56 mg·Kg⁻¹ de Cu en hojas. A pesar de su capacidad para establecerse en suelos contaminados y absorber metales pesados, en ninguno de los estudios revisados se la reporta dentro de las principales especies fitoextractoras.

La familia Asteraceae presenta especies de alta importancia relativa después de la familia Poaceae, y el mayor número de especies presentes en el área de estudio. Estas dos familias, junto con la familia Cactaceae, son parte de las 10 familias botánicas más importantes a nivel nacional, por lo que es destacada su presencia en sitios perturbados. En particular, *C. surinamense* es la principal especie arbustiva encontrada (Cuadro 1) debido a su tolerancia a la radiación y sus semillas anemócoras (Rosleine, 2013). Nativa de América tropical, es considerada por Yen-Hsueh *et al.* (2008) una maleza agresiva. Rondón (2002) la reporta creciendo en zonas de sabana y selva veranera, en climas templados. También ha sido encontrada en la sucesión secundaria de bosque tropical deforestado al sureste de Asia y se considera una pionera importante de ecosistemas degradados (Rosleine, 2013).

Vachellia pennatula es la única especie encontrada de la familia Mimosoideae, y la segunda arbustiva más importante (Cuadro 1). Ha sido encontrada como parte de la vegetación secundaria de bosques de pino – encino, bosque de niebla y pastizales, además de ser una especie importante en matorral (Figuroa y Olvera, 2000; Álvarez *et al*, 2005; Rzedowski y Calderón, 2007).

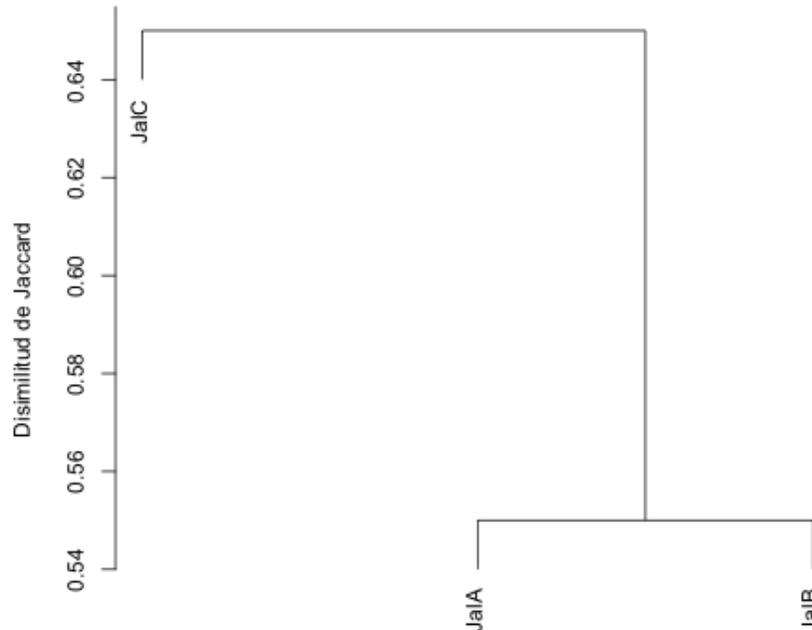


Figura 2. Agrupamiento de tres sitios con jales de minería de plata en San Jerónimo Taviche, Oaxaca, de acuerdo al índice de disimilitud de Jaccard para la vegetación presente

Barkleyanthus salicifolius se ha encontrado asociada a vegetación arbustiva de bosques de pino, pino – encino y encino, así como en las áreas de transición de estos a matorral (MacGregor *et al.*, 2010; Adriano y McClung, 2008; Alanis *et al.*, 2000; Rzedowsky y Calderón, 2007). MacGregor *et al.* (2010) encontraron *B. salicifolius* como parte de la vegetación dominante del estrato arbustivo de un bosque de coníferas, cinco años después de su reforestación. Adriano y McClung (2008) mencionan su presencia en el valle de Teotihuacán desde la época prehispánica en bosque de encino, chaparral y matorral xerófito, con una presencia dominante en los límites entre estas comunidades, tras un probable evento de sucesión (los autores indican la importancia de la deforestación del valle para su transición a matorral xerófito y chaparral). También se ha encontrado

como especie dominante del estrato arbustivo de bosques de pino en el norte de México (Alanis *et al.*, 2000).

Brickellia veronicifolia ha sido encontrada en terrenos agrícolas abandonados, ecosistemas afectados por erupciones volcánicas, y en jales de minas abandonados (Vibrans, 1997; Carrillo y González, 2006; Franco *et al.*, 2010; Hernández *et al.*, 2009). Vibrans (1997) reporta una excelente capacidad de esta especie para establecerse en suelos contaminados. Hernández *et al.* (2009) señalan su capacidad para acumular Pb ($21.19 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$). Carrillo y González (2006) reportan sus buenas cualidades para extraer Cd ($7.5 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$) y Zn ($40 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$). Franco *et al.* (2010) encontraron altas concentraciones de Mg ($2457 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$) y Sr ($263.9 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$) en tejido radical de la especie.

Wigandia urens ha sido encontrada en vegetación secundaria de bosques de pino y pino - encino, parcelas agrícolas abandonadas, suelos altamente erosionados y vegetación secundaria de erupciones volcánicas (Velázquez y Gómez, 2007). Es una especie muy frecuente en ecosistemas perturbados debido a la facilidad de sus semillas para romper la latencia de forma natural a través de procesos metabólicos promovidos por la lluvia y de su alta velocidad de germinación, por lo que se establecen mejor en sitios con dosel abierto y poca vegetación (Gamboa *et al.*, 2006).

Cuadro 2. Diversidad beta por el método de Jaccard (Modelo utilizado según Koleff *et al.*, 2003) en tres sitios con jales de minería de plata en San Jerónimo Tavivhe, Ocotlán, Oaxaca.

INDICE DE JACCARD		
	SITIO A	SITIO B
SITIO B	0.45000	
SITIO C	0.36842	0.35000

Además de las especies mencionadas, se encontró que *Nicotiana glauca* también ha sido reportada creciendo en residuos de minas contaminados con As. Sin embargo, Flores *et al.* (2003) afirman que esta especie sólo es capaz de traslocar dicho elemento, mientras que Machado *et al.* (2013) reportan su

capacidad de fitoextracción ($17 \mu\text{g As}\cdot\text{g planta}^{-1}$, expuesta a $1233 \mu\text{g As}\cdot\text{g suelo}^{-1}$).

Las especies arbóreas juegan un papel importante en la sucesión ecológica. En este caso sólo se encontraron dos, ambas en el sitio C y con baja importancia (Cuadro 1). *Ficus benjamina* es una especie introducida, por lo que su presencia podría deberse a una posible reforestación. *Salix mexicana* se encuentra de forma natural en los ríos cercanos, así que su presencia en los sitios contaminados podría ser natural. Además se ha reportado a *Salix* como el género con mayor número de especies arbóreas capaces de tolerar y absorber metales pesados del suelo (Pulford y Watson, 2003). Sin embargo hacen falta estudios del banco de semillas y germinación para conocer la dinámica de esta especie en suelos contaminados y el área de estudio en particular.

Según el índice de disimilitud de Jaccard, la diferencia entre los tres sitios es media, siendo las diferencias más altas de los sitios A y B con el sitio C (Tabla 2). Además, este último presenta características particulares de cobertura y abundancia de especies, esto se puede observar en el gráfico de la composición de los sitios a través del escalamiento multidimensional (Figura 3), donde la mayoría de las especies están cargadas hacia los sitios A y B. Estos dos también presentan mayor similitud en los resultados del análisis clúster (Figura 2).

En el gráfico de dispersión del escalamiento multidimensional (Figura 3) se observan nueve especies en la parte central, entre los tres sitios; cinco están presentes en todos los sitios y dos se comparten exclusivamente entre A y B. Sin embargo, las características de abundancia y cobertura de estas siete especies son más similares entre los sitios A y B, por lo que se observa una mayor carga de especies hacia la izquierda. *Clibadium surinamense* tiene presencia en el sitio B, aunque muy escasa (abundancia = 2 individuos; cobertura = 0.0011 m^2), lo cual genera que en el gráfico aparezca completamente cargada hacia el C, donde tiene más peso en las variables consideradas (abundancia = 198 individuos; cobertura = 1.32 m^2). Aunque la similitud entre los tres sitios es apenas menor al 50 % según el índice de Jaccard (Tabla 2 y Figura 2), el escalamiento multidimensional nos permite observar una mayor similitud en cuanto a la cobertura y la abundancia de las especies presentes en los sitios A y B.

Brickellia veronicifolia y *Cynodon dactylon*, especies más reportadas en la literatura como fitoextractoras de metales pesados, presentan características muy similares de abundancia y cobertura en los tres sitios, lo cual se puede observar como un punto intermedio en el gráfico de ordenación (Figura 3) junto con *V. pennatula*, especie que no ha sido reportada como fitoextractora ni encontrada en suelos contaminados. *Nicotiana glauca*, especie reportada también como tolerante a metales pesados, se encuentra presente únicamente en el Sitio B.

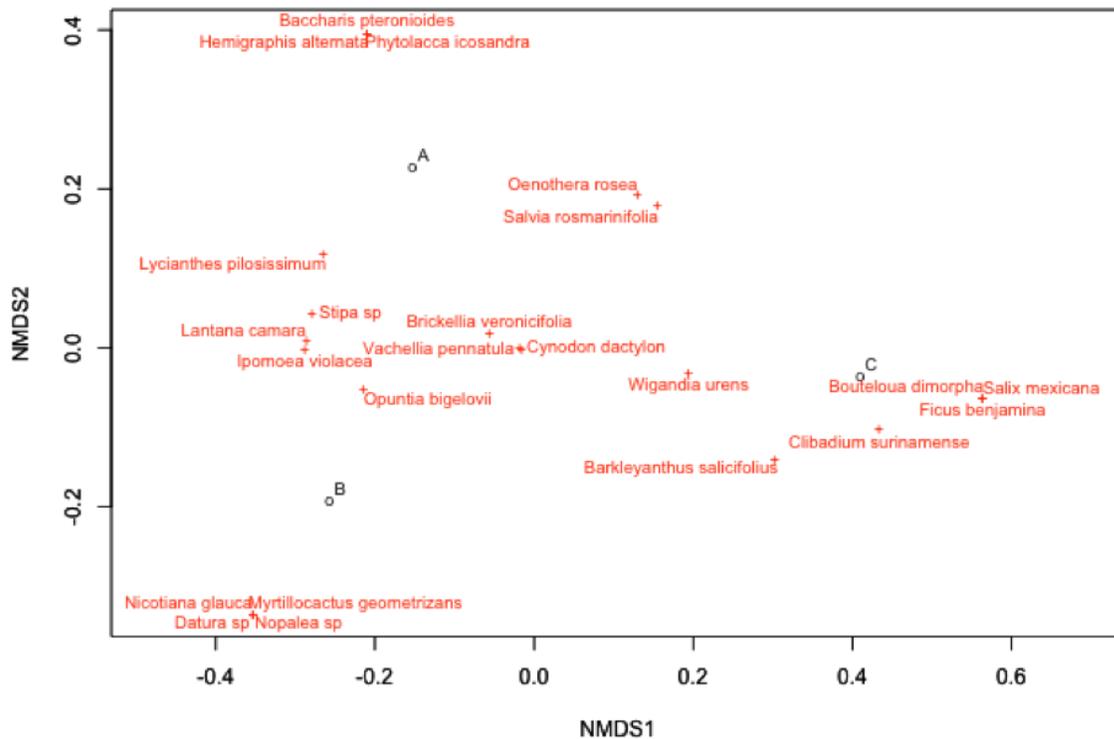


Figura 3. Ordenación de las especies vegetales por sitio de depósito de jales de minería en San Jerónimo Taviche, Ocotlán, Oaxaca, de acuerdo a sus características de cobertura y abundancia por el método de escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS)

CONCLUSIONES

Los sitios A y B presentan mayor similitud en cuanto a su composición florística y el mayor número de especies vegetales. El sitio C presenta claramente diferencias en la estructura de las comunidades vegetales y las especies presentes, y las únicas especies arbóreas encontradas en el estudio.

Cynodon dactylon es una especie importante en la comunidad vegetal y como pionera, sin embargo su presencia en el ecosistema y su uso para la restauración podría ser riesgoso por ser portadoras de patógenos y por su condición de introducida.

Las familias Poaceae y Asteraceae son las más importantes en las comunidades establecidas. Se recomienda poner especial atención para futuros estudios relacionados y para propuestas de restauración.

Se recomienda resaltar las especies *B. dimorpha*, *C. surinamense*, *V. pennatula*, *B. salicifolius*, *B. veronicifolia*, *W. urens*, *N. glauca* y *S. mexicana* para su posible uso en la restauración y para trabajos de investigación orientados a sus mecanismos de adaptación, dispersión, establecimiento y crecimiento.

FUENTES CONSULTADAS

Acosta, S., Flores, A., Saynes, A., Aguilar, R., Manzanero, G. (2003) Vegetación y flora de una zona semiárida de la cuenca alta del río Tehuantepec, Oaxaca, México. *Polibotánica* 16:125 – 152.

Adriano, M.C.C., McClung, T.E. (2008) Trees and shrubs: the use of wood in prehispanic Teotihuacan. *Journal of archaeological science* 35:2927 – 2936.

Alanis, M.H., Návar, J., Domínguez, P.A. (2000) The effect of prescribed burning on surface runoff in a pine forest stand of Chihuahua, Mexico. *Forest Ecology and Management* 137:199 – 207.

Álvarez, A.C., Williams, L.G., Newton, A.C. (2005) Disturbance effects on the seed bank of Mexican cloud forest fragments. *Biotropica* 37(3):337 – 342.

Becerril, J.M., Barrutia, O., García Plazaola, J.I., Hernández, A., Olano, J.M., Garbisu, C. (2007) Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. *Ecosistemas* 16(2): 1 – 6.

- Carrillo, G.R. y González, C.M.C.A. (2006) Metal accumulation in wild plants surrounding mine wastes. *Environmental pollution* 144:84 – 92.
- Conell, J.H. y Slatyer, R.O. (1977) Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization. *The american naturalist* 111(982):119 – 1144.
- De Abellera, D., Verdú, A.M.C., Kruk, B.C., Satorre, E.H. (2008) Soil water availability affects green area and biomass growth of *Cynodon dactylon*. *Weed research* 48:248 – 256.
- Figuroa, L.B.R., Olvera, B.M. (2000) Regeneration patterns in relation to canopy species composition and site variables in mixed oak forests in the Sierra de Manantlán Biosphere Reserve, Mexico. *Ecological Research* 15:249 – 261.
- Flores, T., Alarcón, H.E., González, E.M.T., Olguín, E.J.S. (2003) Arsenic tolerating plants from mine sites and hot springs in the semi-arid region of Chihuahua, Mexico. *Acta biotechnol.* 23:113 – 119.
- Franco, H.M.O., Vázquez, M.M.S., Patiño, S.A., Dendooven, L. (2010) Heavy metals concentration in plants growing on mine tailings in Central Mexico. *Bioresource technology* 101:3864 – 3869.
- Galán, H.E. y Romero, B.A. (2008) Contaminación de suelos por metales pesados. *Revista de la sociedad española de mineralogía* 10:48 – 60
- Gamboa, B.A., Cruz, O.R., Martínez, B.E., Sánchez, C.M.E., Orozco, S.A. (2006) Natural priming as an important metabolic event in the life history of *Wigandia urens* (Hydrophyllaceae) seeds. *Physiol. Plant.* 128:520 – 530.
- Garbisu, C., Becerril, J.M., Epelde, L., Alkorta, I. (2007) Bioindicadores de la calidad del suelo: herramienta metodológica para la evaluación de la eficacia de un proceso fitorremediador . *Ecosistemas.* 16(2):1 – 6.

- Hernández, A.E., Mondragón, R.E., Cristobal, A.D., Rubiños, P.J.E., Robledo, S.E. (2009) Vegetación, residuos de mina y elementos potencialmente tóxicos de un jal de Pachuca, Hidalgo, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15(2):109-114.
- Hewitt, J.E., Anderson, M.J., Hickey, C.W., Kelly, S., Thrush, S.F. (2009) Enhancing the ecological significance of sediment contamination guidelines through integration with community analysis. *Envir. Sci. Technol.* 43:2118 – 2123.
- Igbinigie, E.E., Mutambanengwe, C.C.Z., Rose, P.D. (2010) Phyto-bioconversion of hard coal in the *Cynodon dactylon*/coal rhizosphere. *Biotechnol. J.* 5:292-303.
- Koleff, P., Gaston, K.J. y Lennon, J.J. (2003) Measuring beta diversity for presence – absence data. *Journal of animal ecology* 72:367 – 382.
- Krebs, C.J. (1989) *Ecological methodology*. Harper Collins Publishers. University of British Columbia, Nueva York. 654 p.
- MacGregor, F.I., Blanco, G.A., Lindig, C.R. (2010) Bird community shifts related to different forest restoration efforts: a case study from a managed habitat matrix in Mexico. *Ecological Engineering* 36:1492 – 1496.
- Machado, E.B., Calderón, J., Moreno, S.R., Rodríguez, Z.J.S. (2013) Accumulation of arsenic, lead, copper and zinc and synthesis of phytochelatins by indigenous plants of a mining impacted area. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20:3946–3955.
- Matteucci, S.D., Colma, A. (1982) *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Serie de Biología; Monografía 22. Washington, D.C. 169 p.
- Mau-Crimmins, T.M. (2007) Effects of removing *Cynodon dactylon* from a recently abandoned agriculture field. *Weed Research* 47:212 – 221.

- Mostacedo, B., Fredericksen, T.S. (2000) Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Proyecto de manejo forestal sostenible (BOLFOR). Bolivia. 87 p.
- Muñoz, U.A., Romo, C.R.L., Contreras, R.S.H., Huerta, M.M. (2006) Vegetación secundaria como un potencial biológico para la revegetación de áreas degradadas por la minería a cielo abierto en la zona de amortiguamiento del bosque la primavera. Avances en la investigación científica en el CUCBA. XVII semana de la investigación científica:409–415.
- Nicholson, A.A., Safaya, N.M. (1993) Restoring hazardous. How to incorporate ecological factors into design plants. Environ. Sci. Technol. 27(6):1022 – 1025.
- Odum, E.P., Warrett, G.W. (2006) Fundamentos de ecología. Editorial Thomson, 5a edn, México D. F. 600 p.
- Prieto, R.J.A., Sigala, R.J.A., Morales, H.H., García, R.J.L., Velázquez, S.M. (2008) Restauración de tepetateras en Minas. INIFAP. Folleto Técnico 34. Durango, México. 26 p.
- Puga, S., Sosa, M., De La Mora, A., Pinedo, C., Jiménez, J. (2006) Concentraciones de As y Zn en vegetación nativa cercana a una presa de jales. Rev. Int. Contam. Ambient 22(2):75-82.
- Rodríguez, L.F. (2006) Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when and why these impacts occur. Biological invasions 8:927 – 939.
- Rondón, R.J.A. (2002) Guía descriptiva de los barbascos de Venezuela. Revista de la facultad de farmacia 43:34-42.
- Rosleine, D. (2013) Recovery process of degraded forests in protected areas, West Java, Indonesia. Graduate School of Science and Engineering, Kagoshima University. 139 p.

- Rzedowski, R.J., Calderón, R.G. (2007) Flora del bajío y de regiones adyacentes. Instituto Nacional de Ecología. 230 p.
- Sánchez, C.A. (1993) Territorio y minería en Oaxaca: la explotación de minerales metálicos al inicio de los noventa. *Investigaciones Geográficas* 26(214):65-90.
- Singh, A.N., Raghubanshi, A.S., Singh, J.S. (2004) Impact of native tree plantations on mine spoil in a dry tropical environment. *Forest ecology and management* 187:49 – 60.
- Shu, W.S., Ye, Z.H., Lan, C.Y., Zhang, Z.Q., Wong, M.H. (2002) Lead, Zinc and Copper accumulation and tolerance in populations of *Paspalum distichum* and *Cynodon dactylon*. *Environmental Pollution* 120:445 – 453.
- Tandy, S., Healey, J.R., Nason, M.A., Williamson, J.C., Jones, D.L. (2009) Remediation of metal polluted mine soil with compost: Co-composting versus incorporation. *Environmental Pollution* 157:690 – 697.
- Uribe, S.J.A. (2001) Economía y mercado en la minería tradicional Mexicana 1873 – 1929. *Revista de Indias* 222:267–290.
- Van Den Brink, P.J. (2008) Ecological risk assessment: from book-keeping to chemical stress ecology. *Environ. Sci. Technol.* 42:8999 – 9004.
- Velázquez, E., Gómez, S.A. (2007) Environmental control of early succession on a large landslide in a tropical dry ecosystem (Casita volcano, Nicaragua). *Biotropica* 35(5):601 -609.
- Vibrans, H. (1997) Lista florística comentada de plantas vasculares silvestres en San Juan Quetzalcoapan, Tlaxcala, México. *Acta Botánica Mexicana* 38:21 – 67.
- Wong, M.H. (2003) Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* 50:775 – 780.

Yen-Hsueh, T., Chiu-Mei, W., Ching-I, P. (2008) *Clibadium surinamense* L.
(Asteraceae): A newly naturalized plant in Taiwan. *Taiwania* 53(1):103-106.

CAPITULO 2

**ESPECIES SILVESTRES CON POTENCIAL PARA FITOREMEDIACIÓN DE
SUELOS CONTAMINADOS CON Cu, Pb, Mn y Zn EN OAXACA, MÉXICO**

ESPECIES SILVESTRES CON POTENCIAL PARA FITOREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON Cu, Pb, Mn y Zn EN OAXACA, MÉXICO

INTRODUCCIÓN

La explotación minera es una actividad que lleva implícito un impacto directo al ambiente. Al transformar las cualidades del suelo y remover la vegetación se altera todo el ecosistema, generando condiciones de estrés y perturbación (Franco *et al.*, 2010). La modernización en los procesos de extracción, que permite obtener el beneficio en el mismo sitio de explotación, y que utiliza procesos químicos como cianuración o fundición (Uribe, 2001), ha provocado que los residuos se almacenen directamente en el sitio de explotación, generando así problemas de contaminación, principalmente con metales pesados (Galán y Romero, 2008). Actualmente la legislación mexicana regula las actividades de impacto al ambiente y la construcción de los sitios para la disposición de residuos (DOF, 2012)(SEMARNAT, 2003). Aún existen carencias, como la falta de parámetros para considerar niveles elevados o tóxicos, pero el planteamiento de las políticas actuales es reducir los impactos al ambiente. La modernización de la minería en México inició en 1873 (Sánchez, 1993), por lo que actualmente existen muchas zonas con residuos que se han generado a lo largo de su historia, y que hoy en día están causando problemas de contaminación importantes (Kabata y Pendians, 1986).

Esta explotación moderna ha tenido la tendencia de concentrar los residuos de extracción en excavaciones en el suelo, sin otra protección que una cortina de concreto para reducir los escurrimientos, formando algo similar a una presa. Debido al proceso de extracción y a los elementos asociados al mineral de beneficio, estos residuos contienen concentraciones de metales pesados tan elevadas (Franco *et al.*, 2010; Levei *et al.*, 2010; Shu *et al.*, 2005) que llegan a ser nocivas para algunos organismos (Galán y Romero, 2008). La presencia de

contaminantes en los suelos llega a ser más persistente que en otros componentes de la biósfera; los metales pesados en particular son reducidos lentamente por lixiviación, consumo de plantas o erosión, principalmente (Kabata y Pendians, 1986). Cuando los elementos son acumulados en el organismo hasta cinco veces más que el medio en el que viven, y afectan adversamente alguna función biológica, se le conoce como toxicidad (Galán y Romero, 2008). Al alcanzar el nivel de toxicidad se impide el crecimiento de vegetación, con excepción de algunas especies que poseen o han desarrollado un mecanismo para tolerarlo (Wong, 2003). Uno de los mecanismos más estudiados es la absorción de los metales pesados por el sistema radical y su movimiento hacia los nuevos brotes de la planta, el cual se conoce como fitoabsorción o fitoextracción (Sarma, 2011; Vara y Oliveira, 2003). La capacidad de estas plantas para absorber o extraer el contaminante depende de factores como la concentración del elemento en el soluto, la presencia de H^+ y otros iones, la especie vegetal en particular, algunas propiedades del suelo como la temperatura y la aireación, y la presencia o no de micorrizas (Kabata y Pendians, 1986). Hasta el momento ha sido difícil predecir y explicar el proceso en que el elemento contaminante es fitoabsorbido, así como la especiación química en la que estará disponible para la planta (Galán y Romero, 2008; Levei *et al.*, 2010). Varios autores coinciden en que la fracción más disponible para las plantas son las fracciones más solubles, ya sea directamente en la solución del suelo como iones metálicos, o ligados a quelatos naturales (Carrillo y González, 2006; Conesa *et al.*, 2008; Levei *et al.*, 2010; Maric *et al.*, 2012).

Para evaluar la disponibilidad de metales del suelo a la planta se han desarrollado una gran variedad de esquemas, simples o secuencias de extracción (Levei *et al.*, 2010). El método de extracción con DTPA (ácido dietilentriaminopentaacético), desarrollado por Lindsay y Norvell (1978) para predecir las concentraciones de micronutrientes en suelos agrícolas, ha sido típicamente utilizado para evaluar la fracción extraíble de metales pesados en suelos contaminados (Maric *et al.*, 2012) y ha probado ser un método bastante eficaz (Feng *et al.*, 2005; Leggett y Argyle, 1988; Miles y Parker, 1979). Sin

embargo, los resultados obtenidos con cada proceso de extracción son distintos, por lo que deben ser interpretados con cuidado, ya que la elección del agente de extracción puede comprometer los resultados obtenidos y dar lugar a conclusiones erróneas (Conesa *et al.*, 2008).

Las especies vegetales resistentes son actualmente un foco importante de investigación, ya que pueden ser utilizadas como especies clave para la restauración de sitios contaminados, contribuyendo no solamente con la extracción de metales pesados, si no ayudando también a la formación y estabilización del suelo, aporte de materia orgánica, desarrollo de microorganismos y estabilización del ecosistema (Singh *et al.*, 2004). Debido a las diferencias entre cada especie para tolerar los contaminantes, así como la falta de información de especies fitoextractoras en México, se ha desarrollado el presente estudio a fin de identificar especies vegetales de matorral xerófilo (Rzedowski, 2006) con potencial para fitoremediación de suelos contaminados por Cu, Pb, Zn y Mn, en una zona de explotación de plata de más de 400 años (Sánchez, 1993) ubicada en el municipio de San Jerónimo Taviche, Distrito de Ocotlán, Oaxaca, México.

MÉTODOS

Se seleccionaron tres sitios con depósitos de residuos de minería en San Jerónimo Taviche, Ocotlán, Oaxaca (A, B y C). Dentro de cada sitio se obtuvieron seis submuestras representativas de suelo, las cuales se mezclaron y homogeneizaron. Para el tratamiento y almacenamiento de las muestras, así como el análisis de pH, conductividad eléctrica, contenido de materia orgánica, N y P, se siguieron las indicaciones de la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2000). La densidad aparente se obtuvo mediante la relación entre peso y volumen de muestras de suelo medidas en probetas de tres volúmenes diferentes, utilizando el promedio. La densidad real se obtuvo mediante la técnica de volumen de agua desplazada por un peso conocido de sólido, utilizando muestras de 5 y 10 g de suelo. La porosidad se calculó restándole a 1 el cociente de la densidad aparente

entre la densidad real (Brady y Weil, 2008; Narro, 1994). Para el contenido de humedad se aplicó el método gravimétrico, y para retención de humedad las columnas de percolación (Brady y Weil, 2008).

Se seleccionaron las siguientes especies vegetales por su abundancia: en el sitio A *Brickellia veronicifolia* (Kunth) A. Gray, *Clibadium surinamense* L., *Cynodon dactylon* (L.) Pers., y *Vachellia pennatula* (Schltdl. & Cham.) Seigler & Ebinger; en el sitio B *Bouteloua dimorpha* Columbus, *Cynodon dactylon*, y *Vachellia pennatula*; y en el sitio C *Barkleyanthus salicifolius* (Kunth) H. Rob. & Brettell, *Clibadium surinamense*, *Salix mexicana* Seemen, *Vachellia pennatula* y *Wigandia urens* (Ruiz & Pav.) Kunth. Se recolectó tejido vegetal aéreo (tallo y hojas), tejido radical y cuatro submuestras de suelo rizosférico proveniente de cada una de las orientaciones cardinales alrededor de la planta. El tejido vegetal se lavó con agua de grifo y jabón neutro, y posteriormente con abundante agua desionizada. Se secó a 95°C hasta peso constante y se molió. Para determinar el contenido total de metales pesados se utilizó 0.5 g de planta y suelo (tamizado a 2 mm) y se realizó la digestión en HNO₃:H₂O₂:H₂O 3:2:10 durante 30 minutos en autoclave a 15 PSI. El filtrado se enrazó a 25 y 50 ml, para planta y suelo respectivamente (Jiménez, 2010). Para la fracción extraíble con DTPA en suelo se utilizaron 10 g de muestra por 20 ml de DTPA (0.005M DTPA, 0.1M trietanolamina y 0.01M CaCl₂, con pH de 7.3), se agitó durante 2 h a 180 rpm, se filtró con papel cuantitativo Sartorius 393® (equivalente a Whatman No. 40®) y se enrazó a 100 ml (Lindsay y Norvell, 1978). Para control se duplico una de cada tres muestras, así como los blancos. En las muestras rizosféricas se evaluó también contenido de materia orgánica y pH con la metodología descrita para los suelos.

Las lecturas de metales pesados se realizaron por espectrofotometría de absorción atómica (Perkin Elmer 3110). Se cuantificaron Zn, Mn, Cu y Pb con lámparas de cátodo hueco.

Para el análisis estadístico y elaboración de gráficos se utilizó la plataforma R 3.0.0 GUI 1.62.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los tres sitios presentan características similares de densidad, y contenidos de N y P no detectables (Cuadro 1). Con los valores del resto de los parámetros evaluados se formaron dos grupos: AB (sitios A + B) con pH ácido, contenidos de materia orgánica bajos y valores similares de conductividad eléctrica y contenidos de Cu y Zn (Cuadro 1). El grupo C (sitio C) presenta pH medianamente alcalino, contenido de materia orgánica muy bajo y valores de humedad y conductividad eléctrica menores que el grupo AB, además presenta contenidos de Mn muy altos ($1972.22 \text{ mg kg}^{-1}$) y contenidos de Zn, Pb y Cu no detectables. Una diferencia relevante entre el sitio A con los sitios B y C fue la capacidad de retención de humedad, menor en el sitio A (4.97 %). En general, los contenidos de materia orgánica en los tres sitios son similares a los reportados por Hernández *et al.* (2009) en nueve sitios de una mina de plata en el centro de México (0.7–1.1 %) y a los de Shu *et al.* (2005) en cinco sitios al sur de China (0.27-0.67 %).

Cuadro 3: Parámetros evaluados en los sitios de estudio. MO: Materia orgánica. CE: Conductividad eléctrica. Abajo: Contenidos totales y fracción DTPA

Parámetro	Unidad	A	B	C
pH		3.56	5.90	8.00
Dens. Aparente	g·cm ⁻³	1.23	1.29	1.28
Dens. Real		2.11	2.20	2.50
Espacio poroso		0.42	0.41	0.49
Humedad	%	0.36	0.25	0.12
Retención Hum		4.97	16.66	17.60
MO		0.99	1.23	0.39
CE	dS	0.84	1.28	0.49
N		N/D	N/D	N/D
P		N/D	N/D	N/D
Zn		215.66	316.94	N/D
Zn DTPA		0.66	51.14	N/D
Mn	mg·Kg ⁻¹	69.44	N/D	1972.22
Mn DTPA		26.39	N/D	43.06
Pb		1999.16	307.55	N/D
Pb DTPA		341.48	43.55	N/D
Cu		104.17	104.17	N/D
Cu DTPA		N/D	N/D	N/D

Los contenidos de Cu en suelo rebasaron los máximos permisibles por las legislaciones internacionales. Sin embargo, los contenidos en la rizosfera de *B. dimorpha* (sitio B), *B. salicifolius* y *C. surinamense* (Sitio C) rebasaron los niveles considerados tóxicos (Figura 1), pero los niveles de Cu en la fracción extraíble con DTPA fueron inapreciables para todos los casos. En la mitad de los suelos rizosféricos se encontraron concentraciones de Cu más altas que en el suelo desnudo. Esto puede deberse a que Cu presenta asociaciones fuertes con componentes orgánicos (Landner y Reuther, 2004). Machado *et al.* (2013) encontraron concentraciones similares a las del presente estudio asociadas a la rizosfera de seis especies (500 – 777 mg kg⁻¹) en residuos de minería de plata en San Luis Potosí (México central). Las concentraciones más altas de Cu reportadas para México hasta el momento son de 12,313 mg kg⁻¹ (Carrillo y González, 2006).

Las concentraciones de Pb tanto en suelo como en rizosfera se encontraron en niveles muy similares por sitio (figura 1). En el sitio A rebasaron los niveles tóxicos, las del sitio B permanecieron entre los niveles tóxico y máximo permisible, y para el sitio C no fueron detectados. Las concentraciones de Pb de la rizosfera del sitio B son similares a los reportados por Machado *et al.* (2013) para residuos de minería de plata al centro de México (97 a 619 mg kg⁻¹); estos contenidos son altos tomando en cuenta que el plomo no es un nutriente para las plantas, y considerando las concentraciones reportadas por los mismos autores en rizosfera no contaminada de las mismas especies vegetales (3-7 mg kg⁻¹). Se han reportado áreas con residuos de minería con hasta 23,300 mg Pb kg⁻¹ de suelo (Levei *et al.*, 2010). La fracción extraíble de Pb fue similar por sitio, a excepción del A, donde hay mucha variación entre las distintas muestras (cuadro 2).

La evaluación de Zn demuestra que no hay niveles tóxicos en ninguna de las muestras rizosféricas (1800 mg kg⁻¹), pero se rebasan los máximos permisibles en la mitad de los casos (*B. veronicifolia* y *C. surinamense* sitio A, *B. dimorpha*, *C. dactylon* y *V. Pennatula* sitio B y *B. salicifolius* sitio C), así como en el suelo desnudo del sitio B. Además, las concentraciones de Zn en suelo desnudo de los sitios A y B, así como de la rizosfera de estos sitios (figura 1) son más altas que las detectadas en el sitio C. Landner y Reuther (2004) afirman que el pH ácido

está relacionado con un incremento en las concentraciones totales del elemento. Sin embargo, es difícil predecir las concentraciones de Zn en suelo y rizosfera, ya que es uno de los elementos más solubles en relación con otros metales pesados. Además, su movilidad depende también de la mineralogía de arcillas y los óxidos de Fe y Al presentes en los suelos (Kabata y Pendians, 1986). La literatura revisada refleja un comportamiento parecido al del presente estudio, donde las concentraciones de Zn por área total varían a niveles de pH similares: 890 a 18,900 mg kg⁻¹ con pH de 5.6 a 6.7 (Garbisu *et al.*, 2007), 109 a 11,500 mg kg⁻¹ en pH promedio de 6.3 (Levei *et al.*, 2010), 833 a 16,745 mg kg⁻¹ a pH de 5.5 a 8.2 (Shu *et al.*, 2005), y 81 a 1,766 mg kg⁻¹ bajo pH de 7.2 a 8.1 (Franco *et al.*, 2010). Además, Machado *et al.* (2013) reportan concentraciones de 494 a 3,718 mg de Zn kg⁻¹ de suelo rizosférico asociado a seis especies en una misma área con residuos de mina de plata.

Los contenidos de Mn fueron similares por sitio (Figura 1), siendo C el más alto (1805-2555 mg kg⁻¹), seguido por el sitio A (69-722 mg kg⁻¹), el sitio B va desde niveles no detectables hasta 222 mg kg⁻¹. Debido a la importancia de este elemento como micronutriente, no es considerado un contaminante, y no existen parámetros de referencia en la legislación internacional para considerar niveles de contaminación en suelos (Galán y Romero, 2008; USDA, 2000; Visser, 1993). Sin embargo, se ha demostrado que cuando se presenta en concentraciones altas por periodos prolongados de tiempo, genera problemas de toxicidad en las plantas (Kabata y Pendians, 1986). Existen muy pocos trabajos de investigación donde se reporten suelos contaminados por Mn. Para México, Franco *et al.* (2010), quienes en cinco áreas de depósitos de minería reportan 1,189 y 1,356 mg de Mn kg⁻¹ de suelo como los más altos; y Carrillo y González (2006) quienes reportan suelos con hasta 1,499 mg kg⁻¹. Kabata y Pendians (1986) reportan promedios de 100 a 1,000 mg kg⁻¹ como niveles normales en diferentes países, tras una revisión bibliográfica de 12 estudios. Con estas referencias podemos decir que las concentraciones de Mn del sitio C son altas, mientras que en el resto de los suelos pueden considerarse dentro de los niveles normales.

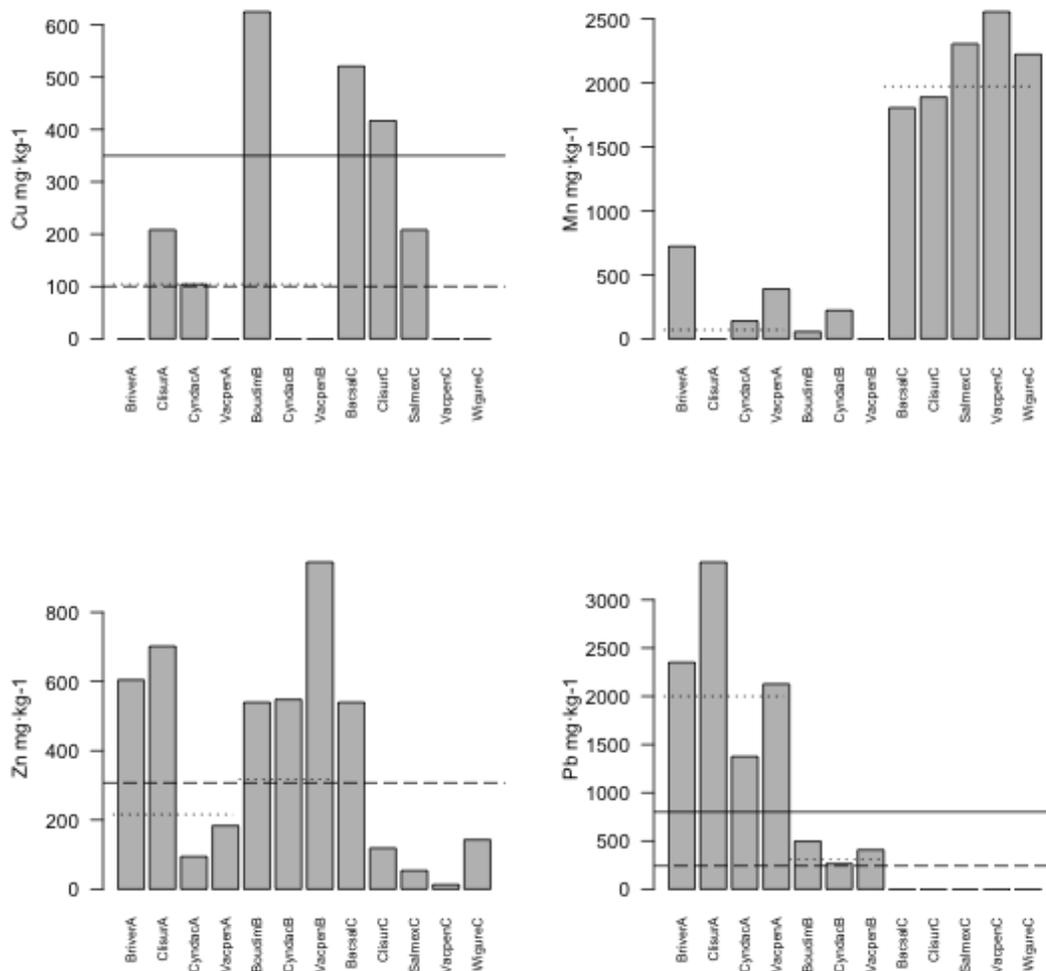


Figura 4. Contenido de metales pesados en rizosfera de plantas de matorral xerófilo en depósitos de jales en San Jerónimo Taviche, Ocotlán, Oaxaca.

Los nombres de las especies vegetales fueron abreviados con las tres primeras letras del género y de la especie, la mayúscula al final representa el sitio (Ej. VacpenB = *Vachellia pennatula* sitio B). Línea punteada: concentración en suelo desnudo; punteado largo: concentraciones máximas permisibles; línea completa: niveles considerados tóxicos (USDA, 2000; Visser, 1993).

El valor más alto de la fracción DTPA se encontró en el sitio B para todas las especies evaluadas y para los tres elementos detectados (Zn, Mn y Pb), solo en el caso de *V. pennatula* en dicho sitio no se detectó Mn. En el sitio A, *C. surinamense* y *C. dactylon* tienen las más altas cantidades de Zn, así como *B. veronicifolia* y *C. dactylon* las de Pb. En el sitio C sólo se encontraron fracciones de Zn mayores a 10 % para *V. pennatula* y *S. mexicana*, en todos los demás

casos la proporción fue menor a 7 %, y no se detectó contenido de Pb extraíble. Los contenidos de metales pesados en rizosfera y su fracción extraíble es variable dependiendo de la especie en particular (figura 1, cuadro 2), este comportamiento es similar al reportado por otros autores (Levei *et al.*, 2010; Shu *et al.*, 2005; Carrillo y González, 2006). Sin embargo, la proporción de la fracción DTPA en el presente estudio, al igual que en la literatura mencionada, tiende a oscilar entre el 5 y 20 % del contenido total en la mayoría de los casos.

Cuadro 4. Proporción de metales pesados de la fracción DTPA con respecto del contenido total en muestras rizosféricas en tres sitios de depósito de jales de minería de plata en San Jerónimo Taviche, Ocotlán, Oaxaca.

Especie	Sitio	Proporción DTPA					
		Zn	Mn	Pb	pH	Hum %	MO %
Briver	A	6.11%	0.77%	11.02%	7.18	0.46	1.94
Clisur	A	15.89%	N/D	7.36%	6.74	0.54	1.60
Cyndac	A	11.72%	N/D	28.03%	7.35	0.26	1.20
Vacpen	A	N/D	N/D	5.38%	5.3	0.12	1.22
Boudim	B	16.15%	10.00%	14.68%	7.2	0.36	1.82
Cyndac	B	45.64%	25.00%	18.50%	6.48	0.46	1.36
Vacpen	B	19.95%	N/D	16.87%	7.32	0.46	1.90
Bacsal	C	5.65%	N/D	N/D	8.24	0.36	0.90
Clisur	C	N/D	1.62%	N/D	8.18	0.54	0.56
Salmex	C	15.29%	2.05%	N/D	8.33	0.34	0.44
Vacpen	C	23.53%	0.43%	N/D	8.12	0.30	0.54
Wigure	C	6.59%	0.25%	N/D	8.31	0.42	1.2

MO: Materia orgánica. Hum: Humedad. Los nombres de las especies vegetales fueron abreviados con las tres primeras letras del género y las tres primeras de la especie.

Las especies *B. veronicifolia* y *C. surinamense* del sitio A, y *B. dimorpha* y *C. dactylon* del B, destacan por su capacidad para extraer y acumular Zn en las raíces (Fig. 2: 905.9, 3247.3, 1088.2, 2477.6 mg kg⁻¹ respectivamente). Sin embargo, sólo *C. surinamense* trasloca cantidades amplias a la parte aérea (1732.2 mg kg⁻¹). *Cynodon dactylon* ha sido reportada como especie fitoextractora de Zn por otros autores (Carrillo y González, 2006; Franco *et al.*, 2010; Machado *et al.*, 2013; Puga *et al.*, 2006), sin embargo sólo en un estudio en China se reportan concentraciones importantes que llegan a 3562 mg kg⁻¹ en tejido vegetal (Shu *et al.*, 2005). En los demás casos las concentraciones son menores a 1000

mg kg⁻¹. *Brickellia veronicifolia* destaca como especie fitoextractora en estudios en México, encontrándose concentraciones de hasta 6000 mg kg⁻¹ (Carrillo y González, 2006). Otras especies silvestres que destacan como extractoras de Zn son *Paspalum distichum* con 1864 mg kg⁻¹ (Shu *et al.*, 2002) y 7606 mg kg⁻¹ (Shu *et al.*, 2005), *Setaria viridis* con 5138 mg kg⁻¹ (Shu *et al.*, 2005), *Jatropha dioica* con 6000 mg kg⁻¹ y *Polygonium aviculare* con 9500 mg kg⁻¹ (Carrillo y González, 2006). Los contenidos de Zn en la rizosfera de las cuatro especies importantes para el presente estudio también son muy similares entre sí, y mayores que en las otras especies (604.5, 701.7, 539.7, 547.8 mg kg⁻¹ respectivamente). Solo en el sitio B, en material rizosférico de *V. pennatula* se detectaron niveles mayores (944.8 mg kg⁻¹). Sin embargo, los contenidos de Zn en tejido vegetal de dicha especie suman 770.6 mg kg⁻¹ y la fracción DTPA fue inapreciable. En *S. mexicana* se encontraron contenidos bajos de Zn en la raíz, pero mayores en la parte aérea (51.1 y 1073.9 mg kg⁻¹ respectivamente). En la rizosfera asociada a esta especie se encontraron contenidos bajos de Zn (53.6 mg kg⁻¹), pero una alta proporción en la fracción DTPA (Cuadro 2). El Zn es considerado uno de los metales pesados de más fácil consumo para las plantas cuando se encuentra presente en su forma soluble, encontrándose en altas proporciones en la mayoría de los tejidos radicales de especies vegetales creciendo en suelos contaminados por este elemento (Kabata y Pendians, 1986), motivo por el cual se encuentra presente en los tejidos vegetales de todas las especies evaluadas en este trabajo (Figura 2).

Para la fitoextracción de Pb destacan *B. veronicifolia* y *C. surinamense* del sitio A (Figura 2), en cuyas raíces se cuantificaron 2015.3 y 4138.9 mg kg⁻¹ respectivamente. Estas concentraciones son las más altas reportadas para plantas silvestres en México, hasta el momento sólo se habían reportado concentraciones debajo de 120 mg kg⁻¹ (Carrillo y González, 2006; Franco *et al.*, 2010; Machado *et al.*, 2013; Maric *et al.*, 2012). Según Maric *et al.* (2012), las concentraciones normales de Pb en tejido vegetal están por debajo de 10 mg kg⁻¹, y registran como rango en plantas contaminadas entre 30-300 mg kg⁻¹, señalando a *Thalspi rotundifolium* como la principal acumuladora de Pb, con un contenido de 8200 mg kg⁻¹ en raíz. Las concentraciones de Pb en parte aérea fueron bajas y no

detectables en los sitios B y C, esto se debe a la difícil movilidad longitudinal del elemento en los tejidos de conducción (Díaz *et al.*, 2001). La especie con la mayor concentración de Pb en parte aérea fue un pasto (*C. dactylon*). Los contenidos más altos de Pb en rizosfera se encontraron en las mismas especies fitoextractoras: 2351.1 mg kg⁻¹ para *B. veronicifolia* y 3390.8 mg kg⁻¹ en *C. surinamense*.

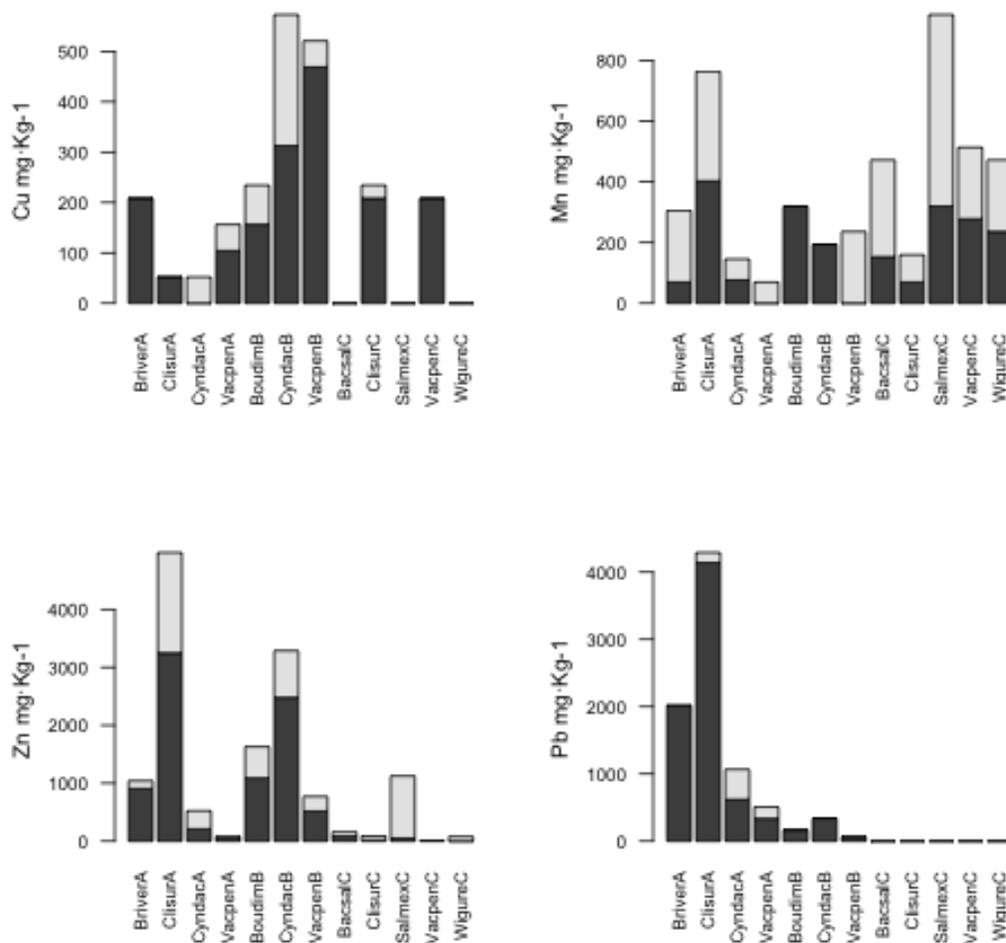


Figura 5: Contenido de metales pesados en tejido vegetal de siete especies de matorral xerófilo en tres sitios de depósito de jales de minería de plata en San Jerónimo Taviche, Ocotlán, Oaxaca. Raíz (negro) y parte aérea (gris). Los nombres de las especies vegetales fueron abreviados con las tres primeras letras del género y las tres primeras de la especie. La letra mayúscula al final representa el sitio (Ej. VacpenB = *Vachellia pennatula* sitio B).

Los contenidos de Cu y Mn son menores a 500 mg kg^{-1} en los tejidos vegetales analizados (Figura 2). Destaca *S. mexicana*, en cuya parte aérea se cuantificaron 631.9 mg kg^{-1} de Mn. Esto, junto con los contenidos de Zn en la parte aérea de la misma especie, refuerza el reporte de que las especies del género *Salix* tienen tendencia a traslocar metales pesados hacia tallo y hojas (Pulford y Watson, 2003). A pesar de que las concentraciones de Mn en tejido fueron bajas, fue el elemento con mayor presencia en la parte aérea (figura 2). Esto se debe a la importancia de este elemento como micronutriente. Se han encontrado importantes concentraciones de Mn en el floema de algunas especies y en tejidos meristemáticos, así como un incremento de su concentración en tejidos foliares con la edad (Kabata y Pendians, 1986). Esto último puede explicar las altas concentraciones del elemento en el tejido aéreo de *S. mexicana*.

En cuanto a los contenidos de Cu, Maric *et al.* (2012) reportan que los niveles normales en plantas van de 2 a 20 mg kg^{-1} , y los niveles considerados tóxicos están por arriba de 30 mg kg^{-1} . Sin embargo, en su trabajo reportan especies con $608 - 708 \text{ mg kg}^{-1}$, y apuntan a la principal fitoextractora registrada, *Ipomea alpina*, capaz de acumular $12,300 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cu. Por lo tanto, podemos decir que las especies evaluadas en el presente estudio no son acumuladoras importantes de Cu. Las concentraciones de Zn en las plantas se comportan de modo antagónico con el Cu; altas concentraciones de uno inhiben la absorción del otro, ya que ambos presentan el mismo mecanismo para entrar en el sistema radical (Kabata y Pendians, 1986). Entonces, las altas concentraciones de Zn en las raíces puede ser una causa de las bajas concentraciones de Cu en tejido vegetal y en la fracción extraíble, a pesar de las altas concentraciones de Cu total en rizosfera. Este antagonismo puede apreciarse en la especie *C. surinamense*, que en el sitio A tiene altos contenidos de Zn y bajos contenidos de Cu, pero en el sitio C, con bajos contenidos de Zn, la concentración de Cu para la misma especie aumenta (Figura 2). Del mismo modo, *V. pennatula* presenta las concentraciones más altas de Cu y más bajas de Zn en los tres sitios.

La presencia de especies vegetales en el suelo claramente incrementó los contenidos de materia orgánica en rizosfera y elevó los valores de pH en todas las

muestras a niveles neutros (cuadros 1 y 2), similar a lo reportado por Shu *et al.* (2005) al evaluar la rizosfera de distintas especies en cinco sitios contaminados. Por otro lado, Singh *et al.* (2004) encontraron neutralización de pH e incremento en los contenidos de nutrientes (carbón orgánico, P y N) tras una plantación de cinco años en un suelo con residuos mineros. Estos autores afirman que “cada especie tiene sus propias características de crecimiento, que determinan su propio valor en la estabilización y enriquecimiento del suelo” lo cual fue demostrado al evaluar plantaciones con tres especies distintas, encontrando alta similitud en las características físicas y pH, pero diferencias notables entre los contenidos de nutrientes por especie.

Cynodon dactylon destaca por su capacidad para tolerar condiciones edáficas adversas, tales como bajos contenidos de nutrientes (Muñoz *et al.*, 2006), contenidos altos de metales pesados (Puga *et al.*, 2006; Shu *et al.*, 2002), además de tener una fácil y rápida reproducción vegetativa y facilidad de germinación en condiciones de poca humedad (De Abelleira *et al.*, 2008). Sin embargo, en ninguno de los estudios mencionados, al igual que en el presente, destaca como especie fitoextractora. *Brickellia veronicifolia* ha sido reportada por la literatura como especie fitoextractora importante de Pb, Cd, Zn y Mg (Carrillo y González, 2006; Franco *et al.*, 2010; Hernández *et al.*, 2009), sobresaliendo en el presente estudio por sus contenidos de Pb y Zn en tejido aéreo. *Salix mexicana* destaca para su uso en fitoremediación, en concordancia con Pulford y Watson (2003), quienes además de mencionar la capacidad del género como fitoextractoras, resaltan su alta productividad de biomasa, su facilidad para tolerar periodos de sequía prolongados y sus cualidades como especies pioneras en suelos degradados. Según los autores, las especies de dicho género utilizadas para fitoremediación no sólo extraen los metales pesados, sino que además facilitan la estabilización del suelo. Otra especie que destaca como extractora de Zn y Pb es *C. surinamense*, la cual no había sido reportada en la literatura hasta el momento como fitoextractora.

CONCLUSIONES

Para los sitios A y B existe contaminación por Cu y Zn, pero no se detectan niveles tóxicos. Sin embargo, si hay contaminación y toxicidad por Pb.

El sitio C presenta niveles de Mn que podrían ser considerados como contaminantes, además de niveles altos de Cu. Sin embargo, no presenta contaminación por Zn y Pb.

La presencia de especies vegetales influye de manera positiva sobre las características del suelo, pero cada especie modifica de manera distinta los contenidos de metales pesados totales y disponibles. Es importante considerar a la comunidad completa para hacer una relación adecuada entre organismos y elementos traza.

Destacan *B. veronicifolia* y *C. surinamense* como extractoras de Zn y Pb, ambas especies arbustivas, por lo que se recomienda su uso para fitoremediación.

Cynodon dactylon puede ser utilizada para cobertura de suelo por su resistencia a altas concentraciones de Zn y Pb, además de su fácil adaptación bajo condiciones de estrés. Sin embargo también acumula concentraciones importantes de estos elementos, por lo que su uso como forraje puede ser peligroso.

Salix mexicana destaca como especie fitoextractora de Zn y Mn. Se recomienda enfatizar el uso de esta especie para futuros trabajos de investigación.

No se detectaron especies vegetales con alta capacidad para la extracción de Cu, bajo las condiciones evaluadas.

FUENTES CONSULTADAS

Brady, N.C., y Weil, R.R. (2008). The nature and properties of soils. Phoenix, USA: Pearson Prentice Hall.

Carrillo, G.R., y González, C.M. (2006). Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. Environmental Pollution 144:84-92.

- Conesa, H., Robinson, B.H., Schilin, R., y Nowack, B. (2008). Metal extractability in acidic and neutral mine tailings from the Cartagena-La unión Mining district (SE Spain). *Applied Geochemistry* 23:1232-1240.
- De Abelleira, D., Verdú, A.K., y Satorre, E. (2008). Soil water availability affects green area and biomass growth of *Cynodon dactylon*. *Weed research* 48:248-256.
- Díaz, A.I., Larqué, S.M., Alcántar, G.G., Carrillo, G.R., y Vázquez, A.A. (2001). Alteración de algunos procesos fisiológicos en trigo por la adición de plomo. *Revista internacional de contaminación ambiental* , 17(002):79-90.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (2012). Ley general para la prevención y gestión integral de los residuos. 43 p.
- Feng, M., Shan, X., Zhang, S., y Wen, B. (2005). A comparison of the rhizosphere-based method with DTPA, EDTA, CaCl₂, and NaNO₃ extraction methods for prediction of bioavailability of metals in soil to barley. *Environmental Pollution* 137:231-240.
- Franco, H.M., Vázquez, M.M., Patiño, S.A., y Dendooven, L. (2010). Heavy metals concentration in plants growing on mine tailings in Central México. *Bioresource Technology* 101:3864-3869.
- Galán, H., & Romero, B. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Revsta de la sociedad española de mineralogía* 10:48-60.
- Garbisu, C., Becerril, J., Epelde, L., y Alkorta, I. (2007). Bioindicadores de la calidad del suelo: herramienta metodológica para la evaluación de la eficacia de un proceso fitorremediador. *Ecosistemas* , 16 (2):1-6.
- Hernández, A.E., Mondragón, R.E., Cristobal, A.D., Rubiños, P.J., y Robledo, S.E. (2009). Vegetación, residuos de mina y elementos potencialmente tóxicos de

un jal de Pachuca, Hidalgo, México. *Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente* , 2 (15):109-114.

Jiménez, E.M. (2010). Plant-based methods for remediating arsenic-polluted mine soils in Spain. Madrid, España: Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Madrid.

Kabata, P., y Pendians, H. (1986). Trace elements in soils and plants. Florida, USA: CRC press Inc.

Landner, L., y Reuther, R. (2004). Metals in society and in the environment. A critical review of current knowledge on fluxes, speciation, bioavailability and risk for adverse effects of Copper, Chromium, Nickel and Zinc (Vol. 8). Netherlands: Kluwer academic publishers.

Leggett, G., y Argyle, D. (1988). The DTPA-extractable Iron, Manganese, Copper, and Zinc from neutral and calcareous soils dried under different conditions. *Soil Science Society of America Journal* , 47 (3):518-522.

Levei, E.A., Miclean, M., Senila, M., Cadar, O., Roman, C., y Valer, M. (2010). Assessment of Pb, Cd, Cu and Zn availability for plants in baia mare mining region. *Plant develop.* 17:139-144.

Lindsay, W., y Norvell, W. (1978). Development of a DTPA soil zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42:421-428.

Machado, E., Calderón, J., Moreno, S., y Rodríguez, Z. (2013). Accumulation of arsenic, lead, copper, and zinc, and synthesis of phytochelatins by indigenous plants of a mining impacted area. *Environ Sci. Pollut Res* 20:3946-3955.

Maric, M., Antonijevic, M., y Alagic, S. (2012). The investigation of the possibility for using some wild and cultivated plants as hyperaccumulators of heavy metals from contaminated soil. *Environ Sci. Pollut Res* .

- Miles, L., y Parker, G. (1979). DTPA soil extractable and plant heavy metal concentrations with soil-added Cd treatments. *Plant and Soil* 51:59-68.
- Muñoz, U., Romo, C., Conteras, R., y Huerta, M. (2006). Vegetación secundaria como un potencial biológico para la revegetación de áreas degradadas por la minería a cielo abierto en la zona de amortiguamiento del bosque la primavera. *Avances en la investigación científica en el CUCBA* , 409-415.
- Narro, E.F. (1994). Física de suelos con enfoque agrícola. México DF, México: Trillas.
- Puga, S., Sosa, M., De la Mora, A., Pinedo, C., y Jiménez, J. (2006). Concentraciones de As y Zn en vegetación nativa cercana a una presa de jales. *Rev. Int. Contam. Ambient.* , 2 (22):75-82.
- Pulford, I. D., y Watson, C. (2003). Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees-a review. *Environment International* 29:529-540.
- Rajkumar, K., Sivakumar, S., Senthilkumar, P., Prabha, D., Subbhuraam, C.V., y Song, Y.C. (2009). Effects of selected heavy metals (Pb, Cu, Ni and Cd) in the aquatic medium on the restoration potential and accumulation in the stem cuttings of the terrestrial plant, *Talinum triangulare* Linn. *Ecotoxicology* 18:952-960.
- Rzedowski, J. (2006). Vegetación de México (1a ed. digital ed.). México, México: Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
- Sánchez, C. (1993). Territorio y minería en Oaxaca: la explotación de minerales metálicos al inicio de los noventa. *Investigaciones geográficas* , 26 (214):65-90.
- Sarma, H. (2011). Metal hyperaccumulation in Plants: A review focusing on phytoremediation technology. *Journal of environmental science and technology* , 2 (4):118-138.

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2000). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación, 85.

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2003). Norma oficial mexicana NOM-141-SEMARNAT-2003, que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas de jales. Diario Oficial de la Federación , 55.

Shu, W.S., Ye, Z.H., Zhang, Z.Q., Lan, C.Y., y Wong, M.H. (2005). Natural colonization of plants on five lead/zinc mine tailings in southern China. *Restoration ecology* , 13 (1):49-60.

Shu, W., Ye, Z., Lan, C., Zhang, Z., y Wong, M. (2002). Lead, Zinc and Copper accumulation and tolerance in populations of *Paspalum distichum* and *Cynodon dactylon*. *Environmental Pollution* 120:445-453.

Singh, A.N., Raghubanshi, A.S., y Singh, J.S. (2004). Impact of native tree plantations on mine spoil in a dry tropical environment. *Forest Ecology and Management* 187:49-60.

Uribe, S. (2001). Economía y mercado en la minería tradicional mexicana 1873-1929. *Revista de Indias* 222:267-290.

USDA, (United States Department of Agriculture). (2000). Heavy metal soil contamination. Soil quality institute. Urban Technical Note (3), 7.

Vara, P., y Oliveira, F. (2003). Metal hiperaccumulation in plants - Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic journal of biotechnology* , 6 (3):0717-3458.

Visser, W. (1993). Contaminated land policies in some industrialized countries. The Hague, Netherlands: Technical Soil Protection Committee.

Wong, M.H. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* 50:775-780.

CONCLUSIONES GENERALES

Los sitios A y B presentan características edáficas similares: pH ácido, contenidos de materia orgánica bajos, y contaminación por Cu y Zn así como niveles tóxicos de Pb. El sitio C se diferencia presentando pH medianamente alcalino, contenidos de materia orgánica muy bajos y valores de humedad y conductividad eléctrica menores que los sitios A y B, además de contaminación por Mn. Estas diferencias se reflejan claramente en la composición florística: los sitios A y B tienen mayor similitud tanto en las especies presentes, como en la abundancia y cobertura de las mismas. El sitio C refleja menor diversidad de especies pero mayor cobertura, principalmente con el pasto *C. dactylon*, además de encontrarse aquí las únicas especies arbóreas detectadas en el estudio: *F. benjamina* y *S. mexicana*.

La familia Asteraceae destaca por la cantidad de especies presentes y su importancia dentro de la comunidad vegetal. *Brickellia beronicifolia* y *C. surinamense* destacan como extractoras de Zn y como las principales fitoextractoras de Pb reportadas hasta el momento para México. La primera se recomienda para su uso en fitoremediación. La segunda, por no haber sido reportada anteriormente en la literatura, se recomienda profundizar en investigaciones al respecto.

La especie *B. dimorpha* sobresale como la más importante dentro de la comunidad vegetal. A pesar de que no resalta como fitoextractora, logra adaptarse bien a contenidos altos de metales pesados y fue la tercera extractora más importante de Zn. Su uso como especie de cobertura podría ser muy importante para la recuperación del ecosistema. *Salix mexicana* también se recomienda para su uso en la restauración por ser una especie arbórea nativa de la región, y por su importancia como fitoextractora de Zn y Mn.

Vachellia pennatula es la segunda arbustiva más importante en la comunidad vegetal, y se detectaron contenidos bajos de metales pesados en sus tejidos, por lo que es probable que presente algún mecanismo de exclusión. Su uso para reforestación directamente en los sitios contaminados podría no ser exitoso, sin embargo hace falta información para una conclusión precisa. Por otro

lado, el uso de esta especie para reforestaciones en torno a los sitios contaminados podría ser un aporte importante para la recuperación del ecosistema.

Cynodon dactylon demostró adaptarse bien a altas concentraciones de Zn y Pb, y se reporta su facilidad de crecimiento en condiciones de estrés. Sin embargo, no se recomienda su uso para la restauración debido a su condición de exótica y a su posible peligrosidad como portadora de patógenos.

Existe falta de información sobre estas especies para poder realizar una propuesta de restauración. Se recomienda realizar estudios que permitan conocer los mecanismos de germinación de las semillas y el establecimiento de las plántulas, bajo las condiciones de estrés encontradas en los sitios.

La presencia de especies vegetales influye de manera positiva sobre las características del suelo, sin embargo las cualidades químicas de la rizosfera varían de acuerdo a la especie en particular. Por otro lado, la estructura de la comunidad vegetal cambia de acuerdo a las características del suelo; es decir, se modifican mutuamente y evolucionan en conjunto. Por este motivo es importante estudiar a la comunidad vegetal completa, así como sus asociaciones con microorganismos y las condiciones climatológicas, para poder evaluar cambios en las características químicas del suelo y establecer un esquema adecuado de restauración que permita un desarrollo óptimo del ecosistema y la rehabilitación del suelo.