

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

FACULTAD DE INGENIERÍA



**“CAPACIDAD DE SUPERVIVENCIA Y ACUMULACIÓN DE
METALES PESADOS DE ALGUNAS PLANTAS NATIVAS
DEL MUNICIPIO DE MEXICALI EN RESIDUOS MINEROS”.**

TESIS

**PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRA EN CIENCIAS**

PRESENTA:

MARÍA GUADALUPE RANGEL GONZÁLEZ

DIRECTOR DE TESIS:

DR. FERNANDO AMÍLCAR SOLÍS DOMÍNGUEZ

CO-DIRECTORA DE TESIS:

DRA. M. SOCORRO ROMERO HERNÁNDEZ

Mexicali, Baja California

Febrero 2018

DEDICATORIA

A mi madre, Eloísa, por su amor, comprensión y apoyo en todas las etapas de mi vida. Por creer siempre en mí y en mis decisiones, sin ella no sería quien soy ahora.

A Imelda, mi hermana mayor, por escucharme, entenderme y brindarme su apoyo incondicional durante todo este camino, porque sus palabras de apoyo siempre estuvieron presentes.

A mi padre, Rodrigo y a mis hermanos, Ignacio y Judith, por su apoyo, sus bromas y palabras de ánimo durante todo este proceso. Por enseñarme que debo esforzarme para alcanzar mis metas.

A mis sobrinos, Lalo, Dani y Mariana, a quienes amo con todo mi ser, por siempre llenar mis días de alegría cuando estoy con ellos.

AGRADECIMIENTOS

*Al **CONACyT** por la beca otorgada para realizar este proyecto de Maestría.*

*A la **Universidad Autónoma de Baja California** y en especial a la **Facultad de Ingeniería** y al **Programa de Bioingeniería** por permitirme hacer uso de las instalaciones para realizar este trabajo de investigación.*

*Al **Dr. Jaime López Luna** de la Universidad de la Sierra Juárez de Oaxaca y al **Dr. Rogelio Carrillo González** del Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas por el apoyo en la determinación de metales pesados.*

*A la **Minera Real de Ángeles** - Unidad San Felipe y en especial al **Biol. Eduardo Zamarroni Diaz** por su apoyo en la obtención del material minero utilizado en este trabajo de investigación.*

*Al **Dr. Fernando Amílcar Solís Domínguez** por haberme permitido formar parte de su grupo de trabajo en el laboratorio de bioingeniería, por su paciencia, tiempo y dedicación en la dirección de este trabajo de tesis.*

*A la **Dra. Aseneth Herrera Martínez** por sus consejos, comentarios y observaciones que ayudaron a llevar a buen término esta la investigación.*

*A la **Dra. M. Socorro Romero Hernández** por ser la co-directora de esta investigación y apoyar con sus observaciones.*

*Al **Dr. Jaime Alonso Reyes López** por formar parte del comité revisor y por sus comentarios y sugerencias.*

A los estudiantes de servicio social por su apoyo en los análisis realizados durante la investigación.

*A **Luz, Enrique, José, Ana, Najla, Oscar y Josué** mis amigos y compañeros de laboratorio, que siempre me brindaron su apoyo y asesoría en el laboratorio. Por compartir tristezas, frustraciones, enojos, alegrías, logros, bromas y risas, por hacer más agradables todos mis días en el laboratorio.*

*A **Laura, Alejandra, Maciel y Miguel**, mis mejores amigos de toda la vida, por siempre estar para mí cuando más los he necesitado, por escucharme, aconsejarme y hacerme reír con sus ocurrencias.*

*A mis compañeros **José Luis, Betsy, Karen, Ricardo, Emma, Ross, Cristian, y Adán**, que, aunque ha sido poco tiempo han sido de gran apoyo moral, con ellos nunca faltan las risas.*

ÍNDICE GENERAL

1. INTRODUCCIÓN	1
2. MARCO TEÓRICO	3
2.1 La minería	3
2.1.1 Tipos de minas	4
2.2 Residuos de mina.....	6
2.3 El suelo	7
2.4 Metales como contaminantes	8
2.5 Metales en la salud	11
2.6 Efecto de toxicidad por metales pesados en plantas	12
2.7 Fitorremediación.....	15
2.7.1 Principio de la descontaminación.....	15
2.7.2 Las distintas formas de fitorremediación	16
2.8 Algunas especies vegetales del municipio de Mexicali	21
2.8.1 <i>Pluchea serícea</i>	21
2.8.2 <i>Encelia farinosa</i>	21
2.8.3 <i>Psoralea arguta</i>	21
2.8.4 <i>Prosopis</i> sp.....	22
3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	25
4. JUSTIFICACIÓN.....	26
5. OBJETIVOS.....	27
6. HIPÓTESIS.....	27
7. METODOLOGÍA	28
7.1 Muestreo de residuos de mina	28
7.2 Análisis Físicoquímicos	28
7.2.1 Determinación de pH	29
7.2.2 Conductividad eléctrica.....	29
7.2.3 Textura	29
7.2.4 Porcentaje de humedad	31
7.2.5 Materia orgánica por incineración	31
7.2.6 Cianuro total por colorimetría.....	31
7.2.7 Extracción de metales totales	32
7.3 Análisis microbiológicos	32

7.3.1 Siembra por extensión y conteo de colonias bacterianas.....	32
7.3.2 Enumeración de bacterias oxidadoras de hierro en los residuos de mina.	33
7.4 Experimentos en condiciones de invernadero.	33
7.4.1 Experimento en invernadero	33
7.5 Tratamientos	34
7.6 Evaluación de los tratamientos.....	34
7.6.1 Aislamiento de <i>Rhizobium</i> a partir de nódulos.	35
7.7 Análisis estadístico.....	35
8. RESULTADOS	36
8.1 Caracterización fisicoquímica de los residuos de mina.....	36
8.1.1 Metales totales.....	37
8.2 Caracterización físico-química de los tratamientos con composta como mejorador de suelo.	37
8.2.1 Materia orgánica	37
8.3.2 Cianuro total	38
8.4 Conteo de unidades formadoras de colonias y morfología	39
8.5 Especies sin capacidad de adaptación.....	42
8.6 <i>Psorathamnus spinosus</i>	42
8.7 <i>Prosopis</i> sp	44
8.8 Cambios de los parámetros fisicoquímicos de la experimentación	48
8.8.1 pH.....	48
8.8.2 Conductividad eléctrica.....	49
8.8.3 Concentración de metales en plantas	50
8.9 Análisis bacteriológicos	54
8.9.1 Unidades formadoras de colonias.....	54
8.9.2 Oxidadoras de hierro	55
8.9.3 Formación de nódulos en raíces de <i>Prosopis</i> sp.....	56
9. DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	58
10. CONCLUSIONES	60
11. REFERENCIAS	61
ANEXOS.....	68

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Representación esquemática de estrategias de fitorremediación.....	18
Figura 2. Proceso básico de la fitoextracción inducida en presencia de quelatos.....	20
Figura 3. Puntos de muestreo de residuos de mina.....	28
Figura 4. Concentración de metales analizados en los residuos de mina.....	37
Figura 5. Valores de porcentaje de MO presente en los cuatro tratamientos.....	38
Figura 6. Concentración de CN^- en los cuatro tratamientos en mg/kg.....	39
Figura 7. Conteo de unidades formadoras de colonias por gramo de suelo seco.....	39
Figura 8. <i>Psorothamnus spinosus</i> germinada a los 10 días.....	42
Figura 9. Porcentaje de germinación de <i>Psorothamnus spinosus</i>	43
Figura 10. Porcentaje de supervivencia <i>Psorothamnus spinosus</i>	43
Figura 11. (A) <i>Psorothamnus spinosus</i> con síntomas de toxicidad en hojas y tallo, (B) <i>Psorothamnus spinosus</i> con poco crecimiento en la raíz.....	44
Figura 12. Porcentaje de germinación de <i>Prosopis</i> sp.....	44
Figura 13. Porcentaje de supervivencia de las especies vegetales <i>Prosopis</i> sp.....	45
Figura 14. <i>Prosopis</i> sp con síntomas de toxicidad.....	45
Figura 15. Altura de plantas de <i>Prosopis</i> sp al día 84.....	46
Figura 16. Crecimiento de <i>Prosopis</i> sp a diferentes porcentajes de composta.....	46
Figura 17. Longitud de las raíces en los tratamientos con 5, 10 y 15% de composta.....	47
Figura 18. Diferencia de longitud de las raíces en los diferentes tratamientos.....	47
Figura 19. Peso de biomasa seca en los tratamientos con 5, 10 y 15% de composta.....	48
Figura 20. Comparativo pH al inicio del experimento vs. pH al final de la experimentación.....	49
Figura 21. Comparativo CE al inicio del experimento vs. CE al final de la experimentación.....	50

Figura 22. Concentracion de Fe en raiz, Tallo y hojas [mg/kg] en diferentes concentraciones de composta.....	51
Figura 23. Concentracion de Cu en raiz, Tallo y hojas [mg/kg] en diferentes concentraciones de composta.....	51
Figura 24. Concentracion de Mn en raiz, Tallo y hojas [mg/kg] en diferentes concentraciones de composta.....	52
Figura 25. Concentracion de Co en raiz, Tallo y hojas [mg/kg] en diferentes concentraciones de composta.....	52
Figura 26. Concentracion de Ni en raiz, Tallo y hojas [mg/kg] en diferentes concentraciones de composta.....	53
Figura 27. Concentracion de Cd en raiz, Tallo y hojas [mg/kg] en diferentes concentraciones de composta.....	53
Figura 28. Concentracion de Pb en raiz, Tallo y hojas [mg/kg] en diferentes concentraciones de composta.....	54
Figura 29. Comparativo de cantidad de unidades formadoras de colonias por gramo de suelo seco (UFC/g s.s.).....	55
Figura 30. Tubos de ensayo con muestras de oxidadoras de hierro al final del experimento después de 45 días.....	55
Figura 31. Cuantificación del número más probable [NMP/g] para oxidadoras de hierro.....	56
Figura 32. Numero de nódulos en raíces de las especies vegetales en los diferentes tratamientos.....	56
Figura 33. Nódulos en las raíces en <i>Prosopis</i> sp del tratamiento con 15% de composta.....	57
Figura 34. Resultado positivo para bacterias <i>Rhizobium</i> fijadoras de nitrógeno en nódulos de raíces de <i>Prosopis</i> sp del tratamiento con 15% de composta.....	57

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Efectos generales de la toxicidad de los elementos traza en cultivos.....	13
Tabla 2. Corrección por temperatura para 19.5 °C.....	30
Tabla 3. Características fisicoquímicas de los residuos de mina.....	36
Tabla 4. Morfología y UFC de bacterias encontradas en el tratamiento con 0% de composta.....	40
Tabla 5. Morfología y UFC de bacterias encontradas en el tratamiento con 5% de composta.....	40
Tabla 6. Morfología y UFC de bacterias encontradas en el tratamiento con 10% de composta.....	41
Tabla 7. Morfología y UFC de bacterias encontradas en el tratamiento con 15% de composta.....	41
Tabla 8. Morfología y UFC de bacterias encontradas en la composta utilizada en el experimento.....	41

1. INTRODUCCIÓN

El suelo es un factor abiótico muy complejo, que varía dependiendo de la región y de las transformaciones que el ser humano haya ejercido en él. A pesar de su importancia para el desarrollo de la vida, tanto animal como vegetal, éste ha sufrido grandes degradaciones debido a las diversas actividades industriales, siendo una de las principales su función como receptor de residuos generados por este tipo de acciones. Una fuente de residuos altamente contaminantes son los de la industria minera.

El impacto global de los sitios utilizados para la disposición de los residuos de las minas es enorme. Estos sitios sin descontaminar permanecen sin vegetación durante decenas a cientos de años, y los residuos expuestos pueden ser repartidos a través de la dispersión eólica y erosión hídrica (González & González-Chávez, 2006)(EPA, 2000a). En estos residuos tenemos a los metales pesados, los cuales, a pesar de estar de manera natural en el suelo, estas actividades provocan una distribución desproporcional, generando que pasen de ser microelementos a macroelementos por una mayor acumulación en un sitio determinado.

El tratar estos sitios implica una alta inversión. Los costos de rehabilitación de las superficies varían de mina a mina, pero en promedio van desde menos de US\$1000 a más de US\$20 mil por 0.40 hectáreas en el oeste de EE. UU. Muchas operaciones mineras se realizan en regiones desérticas donde el agua es extremadamente escasa, y las fuentes adicionales de ésta a menudo deben ser adquiridas de otros usuarios (Moran, 2001).

La fitorremediación surgió como una alternativa amigable con el ambiente y económica que se puede aplicar in situ. Se estima que su costo puede ser de 10 a 1000 veces menor que la excavación y confinamiento del suelo (Zhu et al., 1999).

La fitorremediación con plantas nativas es una tecnología emergente y es considerado uno de los mejores métodos para remediar suelos contaminados con metales pesados, ya que tiene una extensa aplicación y rentabilidad (Amna et al., 2015; Ehsan et al., 2014; Kamran et al., 2014). Varias especies de plantas han sido

utilizadas para la remediación de suelos contaminados con metales (Habiba et al., 2015). El propósito de usar especies vegetales locales para fitorremediación es significativo ya que estas plantas pueden sobrevivir bajo condiciones ambientales locales del área comparado con otras especies (Kamran et al., 2014).

El Mezquite es una planta nativa del desierto. Es tolerante a la sequía y a la salinidad, profundamente arraigada. Esta especie vegetal ha demostrado potencial de crecimiento en suelos contaminados con metales pesados en sitios industriales humanos (Senthilkumar et al., 2005). Ha sido ampliamente valorado en las regiones desérticas del noroeste de México y el suroeste de Estados Unidos para su uso como leña y en la fabricación de productos de madera y también para su uso en la restauración del hábitat para el ecoturismo (Stanton et al., 2001).

2. MARCO TEÓRICO

2.1 La minería

Para la producción de muchos de los artículos utilizados en la vida cotidiana, se requieren materiales que han sido obtenidos mediante los procesos mineros. Por esto a esta industria se le considera la más elemental de la civilización humana. Ésta implica la extracción física de materiales de la corteza terrestre en grandes cantidades para la obtención de un volumen pequeño del mineral requerido (SENA - Centro Nacional Minero, 2003).

Los distintos tipos de minerales de interés económico requieren de diferentes métodos de exploración, extracción y beneficio, esto implica que sean vistos de diferente manera desde el punto de vista económico, ya que son los productos que tienen diferente valor dependiendo el fin. Por eso, los recursos mineros se dividen en tres grupos:

- **Minerales metálicos**

Son los que sirven para obtener los metales, como, por ejemplo: cobre, aluminio, oro, plata, zinc. Generalmente se encuentran concentrados en pequeñas cantidades o diseminados en las rocas en cierta área, por lo cual es necesario hacer minas para llegar a ellos. Cuando se extraen salen unidos a fragmentos de rocas y se les denomina: “mena”, que es un mineral del cual se extrae el metal y “ganga” a la roca que se acompaña o en la que se encuentra el metal.

- **Minerales industriales o no-metálicos**

Dentro de los minerales no metálicos o industriales encontramos principalmente los depósitos de los materiales que se utilizan a diario en la sociedad moderna como: piedra para la construcción de casas y edificios, cemento, cal, sales, sulfuros, magnesita, yeso, talco, fluorita, gravas y arenas, mármol, granito, etc. Estos materiales son normalmente de bajo valor y de gran volumen por lo cual, su explotación se realiza siempre cerca o en la fuente de producción.

- Piedras preciosas y semi-preciosas

Las piedras preciosas, también llamadas gemas, son minerales, rocas o materiales petrificados que al ser cortados y pulidos se pueden usar en joyería.

2.1.1 Tipos de minas

La minería se divide en cuatro tipos fundamentales:

- Minería superficial
- Minería subterránea
- Minería por dragado
- Minería por pozos de perforación

El tipo de mina que se usa para extraer un mineral varía según el tipo de mineral que se extraiga, a forma y características del yacimiento, y las propiedades de las rocas en donde se encuentre.

- Minería superficial

La mayoría de las minas de todo el mundo suelen ser de este tipo, ya que aproximadamente el 60% de los minerales extraídos emplean este tipo de sistemas. Suele utilizarse para cualquier tipo de mineral o material a extraer, pero la característica principal es que el mineral se encuentra en la superficie o muy cercano a ella. Existen diferentes tipos de minas superficiales: las minas a cielo abierto, las canteras y minas de placer, cada una se diferencia por el tipo de material que se obtiene. Las minas a cielo abierto, por lo general, suelen ser de metales y algunas veces carbón, las canteras principalmente se usan para la extracción de materiales que se utilizan en la construcción. Las minas de placer se emplean en la extracción de metales pesados como el oro los cuales se depositan junto con sedimentos de arenas y gravas.

- Minería subterránea

Una mina subterránea es aquella que se desarrollada por debajo de la superficie del terreno. La explotación de un mineral por medio de minería subterránea se lleva

a cabo cuando su extracción a cielo abierto no es posible por motivos económicos, sociales o ambientales. La maquinaria que se usa en la minería subterránea es mucho más pequeña que la de la minería a cielo abierto, debido a que los túneles y otras obras en una mina subterránea son áreas pequeñas, comparados con los espacios abiertos de una mina a cielo abierto.

La minería subterránea, dependiendo del tipo de roca en el que se trabaja, se puede dividir en dos: Minería de roca blanda y minería de roca dura. Se habla de roca “blanda” cuando se utilizan explosivos en el proceso de extracción. En otras palabras, las rocas blandas pueden cortarse con las herramientas que proporciona la tecnología moderna. La roca blanda más común es el carbón, pero también lo son la sal común, la potasa, la bauxita y otros minerales. A diferencia de la minería de roca blanda, la minería de roca dura utiliza explosivos como parte del método de extracción.

- Minería por dragado

El dragado de material bajo la superficie de aguas poco profundas (hasta 65 metros de profundidad) se emplea cuando el mineral se encuentra en sedimentos bajo un cuerpo de agua como un lago o un océano. En esas condiciones se pueden recuperar sedimentos sueltos empleando dragas con cabezales de corte situados en el extremo de tubos de succión, o con una cadena de cangilones (recipientes destinados al transporte de agua o materiales de excavación) que gira alrededor de un brazo.

- Minería por pozos de perforación

Un gran número de materiales pueden extraerse del subsuelo a través de un pozo de perforación sin tener que realizar excavaciones o túneles subterráneos. Es el método por el cual se extrae el petróleo y el agua subterránea, pero no solamente pueden extraerse líquidos como estos, sino también materiales solubles en agua haciendo pasar agua a través de los pozos de perforación y extrayendo la solución que se forma al diluirse el material en el agua. Este sistema se denomina extracción por disolución. También se puede emplear un disolvente que no sea agua para

separar algún mineral determinado; en ese caso se llama lixiviación. El azufre es un caso muy particular, ya que este se funde a temperaturas relativamente bajas y es posible licuarlo calentándolo por encima de 115°C que es su punto de fusión, posteriormente se bombea a la superficie como azufre fundido.

Algunos minerales sólidos, como por ejemplo el carbón, son suficientemente blandos o se encuentran lo suficientemente quebrados o fracturados para poder ser cortados por chorros de agua a presión. Al romperse en pedazos pequeños pueden bombearse a la superficie en forma de lodo, a través de pozos de perforación. Naturalmente, este método también permite recuperar sólidos que se encuentran en forma de partículas finas poco compactas (Monreal Saavedra & Hernández Rábago, 2015).

2.2 Residuos de mina

La industria minera ha producido un legado significativo de suelos contaminados y degradados. Históricamente, las actividades mineras, en México, comenzaron en la primera mitad del siglo XVI y continúan siendo un componente importante de la economía nacional. Actualmente, el volumen de producción mineral es del orden de miles de toneladas por día. Por ejemplo, la mina de cobre de Cananea (estado de Sonora) produce aproximadamente 6.552 millones de toneladas métricas de residuos (datos de 1926), y la producción actual de residuos de la mina Colorada es de alrededor de 2,36 millones por año (Ayala, 1999).

Un depósito de residuos mineros puede ser considerado como un sistema potencialmente contaminante compuesto de dos subsistemas: El primero es como generador de lixiviados contaminantes y el segundo como transportador de contaminantes fuera del depósito (Sainz, 2000). En el primer subsistema, los materiales piríticos se transforman en sulfatos, acompañados de un incremento de acidez. El proceso comienza con la oxidación directa de pirita seguida de oxidación indirecta de iones férricos. La oxidación química puede ser catalizada por bacterias (Nicholson, 1994). Junto con las reacciones de pirita, puede haber otras reacciones

asociadas, debido a la presencia de otros sulfuros metálicos. Como resultado de estas reacciones, varios elementos se almacenan como compuestos solubles en las superficies de pirita. El funcionamiento de este proceso depende del tipo, abundancia y distribución de sulfuros, minerales con capacidad de neutralización, concentración de oxígeno, humedad, temperatura, superficie expuesta y bacterias piríticas (Rose et al., 1998).

El problema de la eliminación segura de los residuos de la minería se ha convertido en urgente desde el comienzo del desarrollo de la industria minera. Los pozos de relaves constituyen una grave amenaza para el funcionamiento de los ecosistemas naturales debido a la transformación y el transporte de contaminantes que conducen a su propagación a más de largas distancias y efectos adversos posteriores sobre los organismos vivos (Moreno et al., 2004).

Los residuos almacenados son una de las fuentes más serias de la contaminación del medio ambiente debido a la formación de la zona de colas-impactadas como resultado de la liberación de metales de soluciones de drenaje, erosión con la inundación y el agua de lluvia, así como por la erosión de la materia seca de los residuos (Gustaitis et al., 2010).

Se requiere conocer más especies vegetales de cada región para tratar problemas de contaminación ambiental en suelo por metales pesados debido a que en el Municipio de Mexicali el clima es extremo. Por lo tanto, se requiere estudiar las plantas de esta región que puedan ayudar a la fitoestabilización en áreas contaminadas.

2.3 El suelo

El suelo se define a partir de su origen y de los factores ambientales como la capa superficial de material mineral y orgánico, no consolidado, que sirve de medio natural para el crecimiento de las plantas, y que ha sido sujeto y presenta los efectos de los factores que le dieron origen y que, debido a la interacción de estos, difiere en sus propiedades físicas, químicas, biológicas y morfológicas del sustrato rocoso

del que se originó. Por ello el suelo ya no es roca ni sedimento geológico, sino un producto proveniente de las alteraciones e interacciones que experimentan estos materiales (Sumner, 2000).

El suelo, al formar parte de los ecosistemas, provee una gran variedad de microambientes para las bacterias, protozoarios, artrópodos y nematodos que están involucrados en el reciclaje de la materia orgánica y en la continuidad de los principales ciclos biogeoquímicos. Además, el suelo es el sustrato donde las bacterias fijan el nitrógeno atmosférico que después es utilizado por las plantas, y también es uno de los principales reservorios de carbono en los ecosistemas terrestres. Los suelos contienen mucho más carbono que el que se encuentra en la vegetación y cerca de dos veces más que el que se encuentra en la atmósfera. Esta captura reduce su liberación a la atmósfera como CO₂, uno de los principales gases de efecto invernadero.

También tiene la capacidad de filtrar, desactivar o retener compuestos potencialmente tóxicos que pudieran llegar a las aguas subterráneas o afectar las redes tróficas de los ecosistemas terrestres y acuáticos. Además de que la actividad microbiana y las interacciones químicas entre las partículas de arcilla y materia orgánica, puede ayudar a degradar o desactivar estos compuestos. Asimismo, interviene en la regulación climática por medio de su papel en el ciclo hidrológico, y por su capacidad de absorber y posteriormente emitir calor.

Otra función importante del suelo es la producción de biomasa vegetal para el consumo humano y animal o para la producción de combustibles y textiles. El suelo aloja también organismos que son fuente de genes utilizados en el desarrollo biotecnológico, en el control de los patógenos o para promover el crecimiento vegetal. Además, en el suelo se encuentran materiales de construcción como arenas, gravas y arcillas, así como piedras y metales preciosos (Semarnat, 2013).

2.4 Metales como contaminantes

Los metales pesados se encuentran en forma natural en la corteza terrestre. Estos se pueden convertir en contaminantes si su distribución en el ambiente se

altera mediante actividades humanas. En general esto puede ocurrir durante la extracción minera, el refinamiento de productos mineros o por la liberación al ambiente de efluentes industriales y emisiones vehiculares. Además, la inadecuada disposición de residuos metálicos también ha ocasionado la contaminación del suelo, agua superficial y subterránea y de ambientes acuáticos. Sin embargo, las tecnologías para la remediación del agua y suelos contaminados son procesos relativamente sencillos de implementar y desarrollar, requieren del conocimiento de los factores (biológicos, físicos y químicos) involucrados. Por otra parte, si no se toman acciones en las próximas décadas el problema de contaminación en los suelos será irremediables (Volesky, 1990).

Las actividades antropogénicas y el desarrollo de la industrialización liberan residuos tóxicos en el suelo, el agua y el aire. Este residuo toxico se clasifica como contaminación. (Doble & Kumar, 2005). Estos contaminantes incluyen metales pesados, que tienen una densidad mayor de 5 g cm^3 , pero esta definición varia (Abdelatey et al., 2011). Las principales fuentes de metales pesados son la minería, la fundición, etc. (Memon et al., 2001; Rodrigues et al., 2012). Los metales tóxicos comunes son el mercurio (Hg), el plomo (Pb), el cadmio (Cd), el cobre (Cu), el cromo (Cr), el manganeso (Mn), el zinc (Zn) y el aluminio (Al) (Duruibe et al. 2007; Omura et al. 1996). Por otra parte, algunos metaloides son también tóxicos, como el antimonio (Sb) y el arsénico (As).

Las 20 principales sustancias peligrosas de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos y la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR) incluyen algunos metales pesados y metaloides, por ejemplo, As, Pb, Hg y Cd (Park, 2010; Smith et al., 1997; Wuana & Okieimen, 2011). Estos metales pesados tienen graves efectos sobre los ecosistemas terrestres y acuáticos, lo que aumenta los riesgos fisiológicos para la salud (Bardin et al., 2005; Pandey, 2012; Ubalua et al., 2007). Obtiene la entrada al cuerpo a través de la comida, el agua, el aire y el contacto con la piel. Los principales riesgos para la salud asociados con los metales pesados incluyen la enfermedad cardiovascular, la anemia crónica, el deterioro cognitivo (Iqbal, 2012), el cáncer, el daño de los riñones

(Wuana & Okieimen, 2011), el sistema nervioso, el cerebro (Järup, 2003), la piel, los dientes y los huesos (Luo et al., 2012) y mucho más. Por lo tanto, es fundamental para disminuir estos riesgos para la salud, lo que es posible a través de la exclusión de metales pesados del medio ambiente. En este sentido, nuestra revisión actual discute la forma más segura de remediación de metales pesados, es decir, la fitorremediación.

En estudios anteriores se determinó la concentración de metales pesados en los suelos cultivables y los cultivos alimentarios asociados en torno a las minas de Pb y Zn en Enyigba, Nigeria, y se calcularon los factores de transferencia de metal. Las muestras secadas al aire de los suelos y los cultivos alimentarios se analizaron para ocho metales pesados conocidos nutricionales y tóxicos por plasma de acoplamiento inductivo - método de espectrometría de masas (ICP-MS). El ochenta y siete por ciento de todos los 20 suelos muestreados contiene Pb en exceso de la concentración máxima permisible (MAC) establecidos por Canadian Environmental Quality Directriz (CCME) y la Unión Europea (UE) estándar, mientras que Zn en treinta y uno por ciento de las muestras supera el CCME para MAC de 200 mg/kg. Todos los cultivos de alimentos, con la excepción de tubérculo de ñame, contienen Pb que superó el 0,43 mg/kg y 0,3 mg/kg según las MAC de la UE y la OMS/FAO, respectivamente, con los vegetales de hoja acumularon más Pb que los tubérculos. Los factores de transferencia de metal en los tubérculos y los vegetales de hojas estaban en el orden: Mo> Cu> Zn> Mn> As> Cd> Cr> Ni> Pb y Cd> Cu> Zn> Mn> Mo> As> Ni> Pb> Cr, respectivamente. Los estudios de evaluación de riesgos no revelaron ningún riesgo para la salud de las poblaciones circundantes para la mayor parte de los metales pesados.

Sin embargo, el Pb tenía un alto índice de riesgo de salud (HRI) de 1.1 y 1.3, en adultos y niños, respectivamente, para los tubérculos de yuca; el Pb tuvo HRI> 1 en la hierba de limón, mientras que el Mn también tenía HRI> 1 en todas las verduras de hoja, tanto para adultos y niños. Este alto nivel de HRI para Pb y Mn es una indicación de que los consumidores de los cultivos de alimentos contaminados por estos metales están en riesgo de problemas de salud como la enfermedad de

Alzheimer y Manganismo, asociado con el consumo excesivo de estos metales. Se recomienda además la vigilancia sistemática del flujo de metales pesados en los suelos cultivables en todo el ámbito de estas minas.

La ingesta diaria de Zn en todas las plantas estudiadas superó los límites de seguridad recomendado, por lo tanto, Mn, Pb y Zn representan un riesgo grave para la salud de la zona. Por lo tanto, debe adoptarse aún más la vigilancia sistemática del flujo de metales pesados en los suelos cultivables (Obiora et al., 2016).

2.5 Metales en la salud

La presencia de metales pesados como contaminantes puede derivar diversos efectos en la salud y el ambiente, en el caso de mercurio, por ingestión, el mayor riesgo es la intoxicación, debido a su biotransformación y magnificación biológica a través de la cadena trófica, mientras que la baja solubilidad del mercurio en agua reduce los riesgos derivados de la ingestión de agua contaminada. La intoxicación aguda por plomo provoca alteraciones digestivas, dolores epigástricos, vómitos, alteraciones renales y hepáticas, convulsión y coma. En tanto que la intoxicación crónica puede involucrar neuropatías, debilidad y dolor muscular, fatiga, cefalea, alteraciones del comportamiento, parestesias, alteraciones renales, aminoaciduria, hiperfosfaturia, glucosuria, nefritis crónica, encefalopatía, irritabilidad, temblor, alucinaciones con pérdida de memoria, cólicos, alteraciones hepáticas, entre otros. El cadmio se acumula en el organismo humano, fundamentalmente en los riñones, causando hipertensión arterial. La absorción pulmonar es mayor que la intestinal, por lo cual, el riesgo es mayor cuando el cadmio es aspirado (INECC, 2012).

En el presente trabajo se utilizará el término “metales pesados” para referirse a los metales y metaloides antes mencionados. Los metales pesados pueden tener serias repercusiones en el humano, animales, plantas y microorganismos (Pennanen et al., 1996), porque se pueden bioacumular, es decir, aumenta la concentración del elemento químico en un organismo biológico.

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

2.6 Efecto de toxicidad por metales pesados en plantas

Los desórdenes metabólicos de plantas son afectados no solo por deficiencia de micronutrientes, sino también por el exceso de ellos. En general las plantas son mucho más resistentes a un incremento en la concentración que a un contenido insuficiente de un elemento dado. Las reacciones básicas relacionadas con los efectos tóxicos de elementos excedentes son los siguientes:

1. Cambios en la permeabilidad de la membrana de la célula: Ag, Au, Br, Cd, Cu, F, Hg, I, Pb, UO₂
2. Reacción del grupo tiol con cationes – Ag, Hg, Pb,
3. Competición por sitios con metabolitos esenciales – As, Sb, Se, Te, W, F
4. Afinidad por reaccionar con grupos fosfato y grupos activos de ADP o ATP – Al, Be, Sc, Y, Zr, lantánidos y posiblemente, el resto de los metales pesados.
5. Remplazo de iones esenciales (principalmente cationes) – Cs, Li, Rb, Se, Sr
6. Ocupación de sitios de grupos esenciales como fosfato y nitrato – arseniato, fluorato, borato, bromato, selenato, telurato, y tungstato.
7. El daño del aparato de fotosíntesis involucrado en muchas de las alteraciones metabólicas es el efecto más significativo del exceso de metales trazas. (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

Tabla 1. Efectos generales de la toxicidad de los elementos traza en cultivos. (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

Elemento	Síntoma	Cultivos sensibles
Al	Retraso en el crecimiento, hojas color verde oscuro, tallos purpuras, muerte en las puntas de las hojas, y daño en el sistema de raíces.	cereales
As	Manchas necróticas de color rojo-café en hojas viejas, coloración amarillenta o dorada de las raíces, deforestación, marchitez de hojas nuevas.	Leguminosas, cebolla, espinacas, pepinos, duraznos, bromus, albaricoques.
B	Clorosis en el margen o punta de la hoja, color café en los puntos de las hojas, puntos de crecimiento en descomposición, y marchitez y muerte de hojas viejas. En pinos severamente afectados, la necrosis ocurre en las agujas cercas de los extremos de los brotes y en la mitad superior del árbol.	Cereales, papas, tomates, pepinos, girasoles, y mostaza manzanas, albaricoques,
Be	Inhibición de la germinación de semillas y reducción de crecimiento, degradación de las enzimas proteicas.	
Cd	Coloración café en el margen de las hojas, clorosis, venas rojizas y peciolo, hojas rizadas y coloración café en raíces raquílicas. Reducción severa en el crecimiento de raíces, copas y numero de tallos (en arroz). Reduce la conductividad del tallo, causado por el deterioro de los tejidos del xilema. Reducción de clorofila y carotenoides.	Legumbres, espinacas, rábanos, zanahorias y avena
Co	Clorosis intervenal en hojas nuevas seguida de clorosis de Fe inducida y color blanco en los márgenes y puntas de las hojas y puntas de raíz dañadas.	
Cr	Clorosis de nuevas hojas, manchas necróticas y coloración morada en tejido.	
Cu	Hojas de color verde oscuro seguidas de clorosis de Fe inducida, raíces gruesas, cortas o de alambre de púas, tallado deprimido. Cambios en el contenido de lípidos y pérdidas	Cereales y legumbres, espinacas, plántulas de cítricos y gladiolos

	de polipéptidos involucrados en actividades fotoquímicas.	
F	Necrosis de la punta del margen y de la hoja, y puntos cloróticos y rojo-marrones de hojas Gladiolus, uvas, árboles frutales, y árboles de pino.	
Fe	Follaje verde oscuro, crecimiento atrofiado de las cimas y raíces, hojas de color café oscuro a púrpura de algunas plantas (por ejemplo, enfermedad de "bronceado" del arroz)	Arroz y tabaco
Hg	Gravedad severa de las plántulas y raíces, clorosis foliar y dorado de los puntos foliares.	Remolacha azucarera, maíz y rosas
Li	Manchas cloróticas y necróticas en las hojas y crecimiento de raíces lesionadas. Agrios.	Cítricos
Mn	Clorosis y lesiones necróticas en hojas viejas, manchas necróticas negras o rojas, acumulación de partículas de MnO ₂ en las células epidérmicas, puntas de secado de las hojas y crecimiento de las raíces y crecimiento de la planta.	Cereales, legumbres, papas y repollo
Mo	Coloración amarilla o café de las hojas, poco crecimiento de la raíz, tallado deprimido.	Cereales
Ni	Clorosis (causada por deficiencia inducida por Fe) en hojas nuevas, hojas de color gris verdoso y raíces marrones y raquílicas y crecimiento de plantas.	Cereales
Pb	Hojas verdes oscuras, marchitez de hojas más viejas, follaje atrofiado y raíces cortas marrones	
Rb	Hojas verdes oscuras, follaje atrofiado y aumento de la cantidad de brotes -	
Se	Incluyen clorosis o manchas negras a un contenido de Se de aproximadamente 4 mg/kg, y blanqueo completo o coloración amarilla en las hojas más jóvenes con mayor contenido de Se, manchas rosadas en las raíces.	
Ti	Clorosis y necrosis de hojas, crecimiento atrofiado	Frijoles
Tl	Deterioro de la síntesis de clorofila, clorosis leve y ligero ahuecamiento de las hojas, reducción de la germinación de las semillas y crecimiento de las plantas.	Tabaco y cereales

Zn	Las puntas de las hojas de cloro y necrosis, la clorosis intervenal en las hojas nuevas, el crecimiento retardado de la planta entera y las raíces lesionadas se asemejan al alambre de púas.	Cereales y espinacas
-----------	---	----------------------

2.7 Fitorremediación

La fitorremediación se basa principalmente en las interacciones entre las plantas, el suelo y los microorganismos. El suelo es una compleja estructura que sirve de soporte para el desarrollo de las plantas y los microorganismos que se alimentan de los compuestos orgánicos o inorgánicos que lo componen. Cuando algunos de estos compuestos se encuentran en exceso con respecto al estado inicial del suelo, éste se describe como un suelo contaminado (esto también se aplica al agua y al aire, a diferencia del suelo son fluidos) (Ma et al., 2016).

2.7.1 Principio de la descontaminación

Las plantas absorben el contaminante para metabolizarlo o almacenarlo, reduciendo o evitando la liberación de contaminantes en otras zonas del medio (fitoestabilización). Con mucha frecuencia, los compuestos orgánicos (xenobióticos o no) puede ser degradados y metabolizados para el crecimiento de la planta. La contaminación se elimina así. En el caso de los compuestos inorgánicos contaminantes (metales, metaloides y radionucleidos), únicamente es posible su fitoestabilización o fitoextracción, porque estos tipos de agentes contaminantes no son biodegradables (Agnello et al., 2016).

La fitorremediación se puede clasificar de acuerdo a su tipo de extracción en in y ex planta (dentro y fuera de la planta) (Ghori et al., 2015). En el caso de la contaminación por metales pesados y por compuestos orgánicos de alta y media solubilidad, como herbicidas, plaguicidas, solventes y explosivos, la extracción, acumulación o volatilización por la planta, en general, aporta un porcentaje relevante

de la remoción debido a la mayor movilidad de estos compuestos hacia y en la planta. Lo anterior no se aplica en la remoción de la mayor parte de los componentes de los HTP (Hidrocarburos totales de petróleo) y otros contaminantes orgánicos de baja solubilidad, pues el papel directo de la planta en la extracción y remoción no es tan relevante. Esto se debe a que el contenido de materia orgánica, la solubilidad del compuesto y el propio suelo son barreras que tiene que superar un contaminante hidrofóbico para llegar a establecer contacto con la planta. Aunque si se analiza el fenómeno en otras condiciones físicas (en especial sin suelo), la planta puede tener respuestas complejas ante la presencia de un contaminante hidrófobo o hidrófilo y puede responder, de diversas maneras, a los efectos tóxicos que puede ejercer (EPA, 2000a).

2.7.2 Las distintas formas de fitorremediación

Fitodegradación: contaminantes orgánicos se degradan (metabolizan) o mineralizan dentro de células vegetales por enzimas específicas que incluyen nitrorreductasas (degradación de los compuestos nitroaromáticos), dehalogenasas (degradación de los disolventes clorados y plaguicidas) y lacasas (degradación de anilinas). Especies de *Populus* y *Myriophyllum spicatum* son ejemplos de plantas que tienen estos sistemas enzimáticos (Schnoor et al., 1995) (Rylott & Bruce, 2009).

Fitoestabilización: Contaminantes orgánicos o inorgánicos, se incorporan a la lignina de la pared de las células de las raíces o en humus. Los metales se precipitan en forma de formas insolubles por la acción directa de los exudados de las raíces y, posteriormente, atrapados en la matriz del suelo. El objetivo principal es evitar la movilización de contaminantes y limitar su difusión en el suelo (Prasad, 2004).

La fitoestabilización de residuos en ambientes áridos y semiáridos requiere el establecimiento de una comunidad vegetal diversa con características que incluyan resistencia a la sequía, sales, tolerantes a metales, que no hiperacumulen metales en los brotes de la especie vegetal. Los candidatos para fitoestabilización

idealmente deben ser nativos de la zona en la que se encuentran los residuos, ya que se han desarrollado mecanismos de supervivencia adecuados para el duro clima de los ambientes áridos y semiáridos. Una consideración secundaria, pero también importantes es que el uso de plantas nativas evita la introducción de especies no nativas y potencialmente invasoras que pueden resultar en la disminución de la diversidad vegetal regional. Hasta la fecha, muchos ensayos de campo no se han aprovechado de la diversidad de plantas nativas, dando lugar a las malas condiciones de colonización vegetal y del suelo (Mendez & Maier, 2008b).

Fitovolatilización: Esta técnica se basa en la capacidad de algunas plantas para absorber y volatilizar ciertos metales / metaloides. Algunos iones de elementos de los grupos IIB, VA y VIA de la tabla periódica (específicamente Hg, Se y As) son absorbidos por las raíces, convertidas en formas no tóxicas, y luego liberan a la atmósfera. Como ejemplos de la especie *Astragalus bisulcatus* y *Stanleya pinnata* de Se o plantas transgénicas (con genes bacterianos) de *Arabidopsis thaliana*, *Nicotiana tabacum*, *Liriodendron tulipifera* o *Brassica napus* de Hg se pueden mencionar (Ali et al., 2013).

Fitoextracción: se trata de la absorción de contaminantes por las raíces seguidas por translocación y acumulación en las partes aéreas. Se aplica principalmente a los metales (Cd, Ni, Cu, Zn, Pb), pero también puede ser utilizado para otros elementos (Se, As) y compuestos orgánicos. Esta técnica utiliza preferentemente plantas hiperacumuladoras, que tienen la capacidad de almacenar altas concentraciones de metales específicos en sus partes aéreas (0,01% a 1% en peso seco, dependiendo del metal). *Splendens elsholtzia*, *Alyssum bertolonii*, *Thlaspi caerulescens* y *Pteris vittata* son ejemplos de plantas hiperacumuladoras para Cu, Ni, Zn / Cd y As, respectivamente conocidos (McGrath, 1998).

Fitofiltración: Este utiliza las plantas para absorber, concentrar y / o precipitar los contaminantes, en particular los metales pesados o elementos radiactivos, a partir de un medio acuoso a través de su sistema de raíces u otros órganos sumergidos. Las plantas se mantienen en un sistema hidropónico, mediante el cual los efluentes pasan y se "filtran" por las raíces (rizofiltración), u otros órganos que

absorben y concentran los contaminantes (Ali et al., 2013). Las plantas con alta biomasa de raíces, o de la superficie de absorción, con más capacidad de acumulación (hiperacumuladoras acuáticos) y la tolerancia a los contaminantes alcanzan los mejores resultados. Ejemplos prometedores incluyen *Helianthus annuus*, *Brassica juncea*, *Phragmites australis*, *Fontinalis antipyretica* y varias especies de *Salix*, *Populus*, *Lemna* y *Callitriche* (Favas et al., 2014).

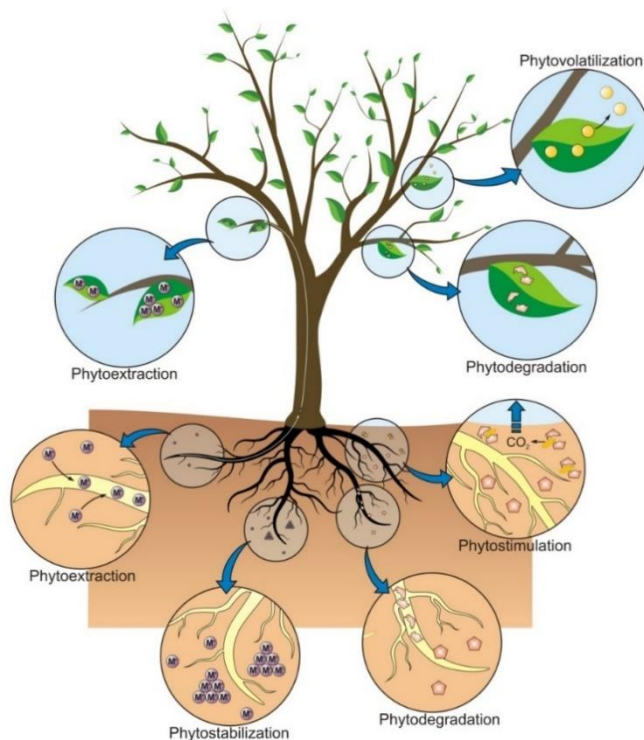


Figura 1. Representación esquemática de estrategias de fitorremediación (Favas et al., 2014).

Los metales se encuentran en diferentes ambientes en concentraciones usualmente bajas a excepción del aluminio (Al) y hierro (Fe). Sin embargo, los problemas de contaminación por metales pesados se presentan cuando la actividad humana rompe los ciclos biogeoquímicos o incrementa la concentración de metales en los diferentes sistemas ambientales. Algunas de estas actividades incluyen la minería, procesos nucleares, manufactura industrial de una variedad de productos incluyendo: baterías, componentes eléctricos, pinturas, plaguicidas, entre otros. Los metales pesados en el suelo se pueden lixiviar y contaminar el manto freático (Hong et al., 2002).

Los metales pesados, conocidos también como metales traza o elementos potencialmente tóxicos, son componentes naturales de la corteza terrestre (Yarlagadda et al., 1995) los cuales no son biodegradables pero se pueden transformar a formas químicas inocuas o menos tóxicas (Maslin et al., 2000) para removerse físicamente o inmovilizarse a través de procesos químicos o biológicos (Khan et al., 2000).

Una de las formas en que los metales pesados pueden llegar al ser humano es a través de la cadena alimentaria, la cual inicia por la absorción de los metales por las plantas que son tomados de suelos contaminados, por lo que es necesario reducir su concentración o estabilizarlos en áreas contaminadas.

Fitoextracción Inducida: Las plantas hiperacumuladoras y las acumuladoras pueden absorber contaminantes de metales pesados en las raíces, tallos y hojas, pero hay inconvenientes importantes en este enfoque, incluyendo la reducción significativa de la biomasa de la planta respectiva y la incapacidad del mecanismo natural para absorber fracciones insolubles de metales pesados en el suelo. Para superar este obstáculo y para asegurar que la biomasa de la planta no disminuye por altas concentraciones de captación de metales pesados, se usan quelantes diferentes que ayudan a la planta con absorción de metal. Este mecanismo se denomina fitoextracción inducida o hiperacumulación inducida y las plantas denominadas hiperacumuladoras inducidas o no hiperacumuladoras inducidas. En la figura 2 se muestra el proceso básico de fitoextracción inducida. La función básica de los quelatos es aumentar la capacidad de absorción de metales pesados de la planta y también aumentar el potencial de hiperacumuladoras promedio como la hierba, la mostaza amarilla y el altramuz para absorber niveles significativos de metales pesados, facilitando así la fitoextracción. Sin embargo, existen ciertas desventajas de este enfoque. Los quelatos tienen la capacidad de aumentar la solubilidad del metal hasta tal punto que puede ocurrir lixiviación de metales. Además, pueden permitir a los microorganismos del suelo para absorber estos metales, aumentando así su concentración óptima de metales pesados a niveles tóxicos (Römken et al., 2002). Existen muchos estudios que informan sobre el uso

de quelantes biodegradables y no biodegradables, como EDTA y EDDS, respectivamente, que se analizan a continuación.

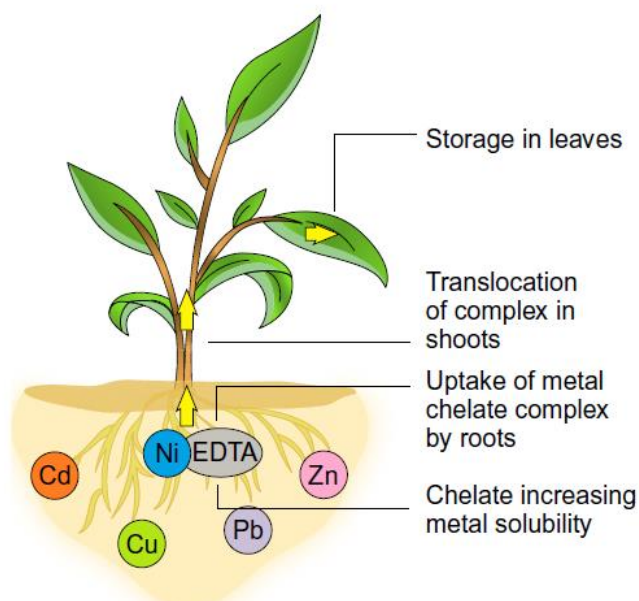


Figura 2. Proceso básico de la fitoextracción inducida en presencia de quelatos. (Ghori et al., 2015).

Se ha estudiado el efecto de la modificación de la acumulación de metales pesados en cuatro especies: *Brassica rapa*, *Helianthus annuus*, *Zea mays* y *Cannabis*. EDTA y EDDS se utilizaron como quelatos para ayudar en la fitoextracción. Los resultados indicaron acumulación de hilados de metales pesados tales como Zn, Pb, Ni, Cu y Cd. Otras observaciones indicaron que *C. sativa* tuvo la mayor acumulación de Zn, Cu y Ni en los brotes cuando el suelo fue tratado con EDDS y EDTA en comparación con la planta de control. Se encontró que EDDS movilizaba Cu y Ni más que EDTA. Por otro lado, la acumulación de Cd se reportó más alta en *B. rapa* cuando EDTA estaba asistiendo como quelato en lugar de EDDS. La acumulación de plomo también se vio facilitada más por EDTA, con *H. annuus* acomodar la concentración más alta (Meers et al., 2005).

La fitorremediación puede iniciarse de dos maneras, con semillas o trasplantes. En general, la siembra directa produce una cubierta vegetal más irregular que el uso de trasplantes. Sin embargo, aunque el uso de trasplantes

produce mejores resultados, este enfoque es más mano de obra intensiva, y este es uno de los factores que deben ser tomados en consideración para cada sitio (Piha et al., 2015).

2.8 Algunas especies vegetales del municipio de Mexicali

2.8.1 *Pluchea serícea*

Pluchea serícea, su nombre común es Cachanilla, arbusto finamente sedoso, no perfumado no glandular. Forma matorrales en los lechos de arroyos, lavados, cañones, alrededor de aguas, a veces en zonas salinas. La mayoría de sus parientes cercanos son hierbas aromáticas (Olúa Barajas & Salazar Goycolea, 2005).

2.8.2 *Encelia farinosa*

Encelia farinosa, nombre común, Incienso. Las flores están en racimos ramificados por encima del follaje en forma de campana. Las cabezas de las flores individuales son de 5 cm de ancho y tienen rayos contundentes de dientes de color amarillo y anaranjado. Las hojas son alternas de color grisáceo y ovaladas en forma de triángulo (Olúa Barajas & Salazar Goycolea, 2005).

2.8.3 *Psorothamnus spinosus*

Psorothamnus spinosus, nombre común, Palo humo. Las ramas de *Psorothamnus spinosus* son delgadas y densamente cubiertas con finos pelos blanquecinos. Las flores se encuentran en forma de racimos laterales de color púrpura, floreciendo en junio, con pequeñas vainas de semillas de leguminosa como fruto (Olúa Barajas & Salazar Goycolea, 2005).

2.8.4 *Prosopis* sp

Prosopis sp (Sw.) DC (*Fabaceae*, subfamilia *Mimosoideae*). *Prosopis* sp es claramente espinoso con una corona ancha y plana con variación genética (Harris et al., 2003) (Pires et al., 1990). El sistema radicular de *Prosopis* sp consiste en una raíz profunda (*Phreatophyte*), alcanzando a veces la profundidad inusual de 35 m, combinada con las raíces laterales extensas. *Prosopis* sp es especialmente adecuado para sitios secos con precipitaciones anuales entre 150 y 700 mm (von Maydell, 1986). Las raíces pivotantes contribuyen a un anclaje estable del árbol y se expanden hacia las reservas de agua subterránea. Son esenciales durante los períodos de sequía cuando sólo se dispone de fuentes de aguas profundas.

La profundidad de las raíces depende de la calidad y estructura del suelo y la disponibilidad de agua del suelo; También se determina por la densidad del soporte (Wunder, 1966). Una vez que se alcanza la fuente de agua, las raíces se extienden horizontalmente en la dirección del flujo de agua. Las especies de *Prosopis* sp se adaptan a zonas con baja precipitación y largos periodos de sequía una vez establecidas y son capaces de aprovechar las aguas subterráneas o cualquier otra fuente de agua durante los primeros años. Las raíces laterales desempeñan un papel importante durante las estaciones lluviosas o períodos de abundante agua, por ejemplo, en las áreas de regadío. Los árboles también son capaces de absorber la humedad a través de su follaje durante las lluvias ligeras o de rocío u otras fuentes atmosféricas de humedad (Pasiiecznik et al., 2001).

Prosopis sp es una planta nativa del desierto. Es tolerante a la sequía y a la salinidad, profundamente arraigada con la capacidad de establecer simbiosis con bacterias fijadoras de nitrógeno y formar asociaciones con hongos micorrízicos arbusculares. Esta especie vegetal ha demostrado potencial de crecimiento en suelos contaminados por metales de sitios industriales urbanos (Senthilkumar et al., 2005) y la tolerancia de Pb, As y Cr en condiciones hidropónicas y en medios de agar (Aldrich et al., 2004; Arias et al., 2010).

Prosopis sp es una especie ideal para estabilizar los relaves pegmatíticos de minas de mica en el distrito Nellore de Andhra Pradesh, India (Nagaraju & Prasad, 1998). También es útil para la recuperación de los relaves mineros de cobre, tungsteno, mármol y dolomita y es una solución verde para los suelos contaminados con metales pesados. Una especie apropiada para la rehabilitación del despojo de la mina de yeso en zonas áridas y para la restauración de suelos sólicos, *Prosopis* sp superó a todas las demás especies arbóreas en la estabilización de las dunas de arena (Kailappan et al., 2000) (Senthilkumar et al., 2005). Las semillas de *Prosopis* sp cultivadas en hidroponía son capaces de bioacumular Ni, Cd y Cr. El cromo (Cr) es un mineral esencial para los rumiantes en regiones tropicales. Sus vainas contienen alta concentración de Cr (hasta 150 ppb).

Esta especie vegetal es apropiada para la rehabilitación de residuos de mina de yeso en zonas áridas o restauración de suelos sólicos. En los suelos industrialmente contaminados con una amplia variedad de contaminantes, se han observado estanques puros de *Prosopis* sp (Gratão et al., 2005). *Prosopis* sp superó todas las demás especies arbóreas en la estabilización de las dunas de arena. Los inóculos micorrícicos arbusculares aislados de su rizosfera, cuando se inocularon con plántulas agroforestales y leguminosas aceleraron el crecimiento de estas plántulas en ecosistemas perturbados. Es una especie ideal para la forestación y ayuda en la recuperación de tierras baldías, la estabilización de suelos contaminados tecnológicamente y para regular la erosión del suelo. Es un árbol importante para la forestación / restauración de ecosistemas perturbados y crece satisfactoriamente sin ninguna enmienda (Herrera-Arreola et al., 2007). Se ha observado que las micorrizas mejoran en gran medida el crecimiento de *Prosopis* sp en suelos de pH alto (Velarde et al., 2005).

Prosopis sp es potencialmente útil para la rehabilitación de suelos salinos degradados en ecosistemas de tierras secas donde la degradación se ve reforzada por altas temperaturas y precipitaciones irregulares. La *Prosopis* sp plantada en suelos sólicos degradados incrementa la fertilidad del suelo a través de la adición y aumento de los niveles orgánicos de C, nitrógeno (N), fósforo disponible (P),

potasio intercambiable (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg). Además, se pueden observar disminuciones en el nivel de sodio intercambiable (Na), pH y EC. Estos procesos tienen un efecto positivo en la rehabilitación de los suelos sódicos a través de la mejora del ciclo de los nutrientes y la sodicidad detoxificante. Como efecto de *Prosopis* sp, la productividad del cultivo probada en trigo indicó una mayor germinación, supervivencia, crecimiento de la planta y rendimiento de grano (Bhojvaid & Timmer, 1998).

3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La presencia de los metales pesados como contaminantes puede provocar efectos adversos en la salud y en el medio ambiente. Esto se debe a la imposibilidad de un organismo afectado para mantener los niveles de excreción necesarios y esto se agrava durante el paso por las distintas cadenas tróficas. Una fuente de contaminación por metales pesados son las actividades mineras. Al final de los procesos de minería, los residuos son depositados en pozos de relave que se encuentran a cielo abierto, lo cual representa un peligro ambiental, ya que los metales pesados pueden ser dispersados por medio de la erosión hídrica o dispersión eólica en distancias largas y provocar contaminación en los ecosistemas cercanos.

Para combatir este problema se puede utilizar la fitoestabilización y la fitoextracción, pero para poder aplicarlas es necesario usar especies nativas de las zonas con el fin de que estas toleren los factores ambientales que se presenten.

4. JUSTIFICACIÓN

Ha habido una creciente preocupación con respecto a la acumulación de metales pesados tóxicos en el medio ambiente que suponen una amenaza para la salud pública y los ecosistemas. La bioacumulación de metales pesados presenta un problema, tanto desde el punto de vista de cómo los metales migran en el medio ambiente y cómo los metales se pueden eliminar eficazmente de los sitios contaminados. A diferencia de muchas sustancias, los metales no son biodegradables y por lo tanto se acumulan en el medio ambiente. Muchos estudios han indicado que la acumulación de metales pesados en el suelo ha tenido un efecto adverso sobre el crecimiento y desarrollo de una amplia variedad de especies de plantas (Gardea-Torresdey et al., 1996).

La fitoestabilización ha sido reconocida como una tecnología respetuosa con el costo-eficiente y amigable con el ambiente para la restauración in situ de las zonas mineras que implican la creación de una cubierta vegetal para la estabilización de metal a largo plazo. La selección de las especies de plantas más adecuadas es un aspecto fundamental en la aplicación de tecnologías de fitorremediación. Los criterios principales para la selección de una especie de planta para los programas de fitoestabilización son su tolerancia a metales, así como su capacidad de secuestrar metales en la interfaz suelo-raíz (Wong, 2003). En el municipio de Mexicali se llevan actividades en el área de la minería. Estos procesos mineros generan residuos que tienen una disposición final, que, aunque se encuentren contenidos, el riesgo de que estos residuos sean esparcidos fuera de esta contención es alta.

Las especies nativas son buenos candidatos, ya que preservan la diversidad local y previenen la introducción de especies potencialmente invasoras alóctonas (Mendez & Maier, 2008a). En el estado de Baja California se desconoce el potencial de algunas plantas que aquí existen para ser utilizadas en procesos de fitorremediación como lo es la fitoestabilización o la fitoextracción. Esta propuesta

permitirá proponer especies vegetales para utilizarse en zonas desérticas del noroeste del país con problemas de contaminación con metales pesados.

5. OBJETIVOS

Objetivo General

- Seleccionar especies nativas eficientes en la fitoestabilización o fitoextracción de metales pesados en un residuo de mina bajo condiciones de invernadero.

Objetivos específicos

- Determinar la concentración óptima de composta proveniente de residuos agrícolas para el establecimiento de las plantas en un residuo de mina con metales pesados.
- Conocer la capacidad fitoestabilizadora o fitoextractora de las especies vegetales a estudiar.

6. HIPÓTESIS

- Las especies vegetales nativas del municipio de Mexicali son tolerantes a los metales pesados y podrían utilizarse en procesos de fitorremediación

7. METODOLOGÍA

Se utilizaron residuos de la industria minera adicionados con diferentes porcentajes de composta para el crecimiento de las plantas.

7.1 Muestreo de residuos de mina

Los residuos de mina fueron recolectados de los siguientes puntos y transportados al laboratorio donde se homogeneizaron para los estudios y análisis correspondientes.

- Punto 1: Latitud 31°34'57.49"N Longitud 115° 6'47.02"O
- Punto 2: Latitud 31°34'54.00"N Longitud 115° 6'54.40"O
- Punto 3: Latitud 31°34'54.50"N Longitud 115° 6'54.20"O
- Punto 4: Latitud 31°34'55.00"N Longitud 115° 6'51.90"O
- Punto 5: Latitud 31°34'58.30"N Longitud 115° 6'55.10"O
- Punto 6: Latitud 31°34'58.20"N Longitud 115° 6'50.10"O



Figura 3. Puntos de muestreo de residuos de mina.

7.2 Análisis Físicoquímicos

Se realizó una caracterización físico-química de muestras de residuos de mina tratados con 0, 5, 10 y 15% de composta. Se determinó pH, conductividad

eléctrica (CE), textura, porcentaje de humedad, materia orgánica (MO), cianuro total, nitrógeno, fósforo total, metales totales y biodisponibles. Todos los análisis se hicieron por triplicado.

7.2.1 Determinación de pH

Se pesaron 10 g de suelo, se colocaron en vasos de precipitado de 100 mL, se agregaron 20 mL de agua desionizada. Las muestras se mezclaron hasta asegurar que estuvieran completamente húmedas, se dejaron reposar durante 30 min, luego se volvieron a mezclar y se dejaron reposar otros 30 min para un total de 1 h y se mezcló nuevamente, se midió el pH mientras se encontraba en agitación (EPA, 2000b).

7.2.2 Conductividad eléctrica

Dentro de un tubo de plástico de 50 mL se agregaron 20 g de agua destilada y 20 g de sustrato. La mezcla se homogeneizó y se dejó en agitación durante 24 h a 10 rpm, se dejó sedimentar, se filtró el sobrenadante y se almacenó a 4°C hasta su lectura (Hayes et al., 2009).

7.2.3 Textura

Para la determinación de textura para los residuos mineros se utilizó el método del hidrómetro de Bouyoucos que consiste en lo siguiente:

La muestra se secó al aire y tamizó en malla de 2 mm, se colocaron 50g de suelo en un vaso de precipitado de 250 mL, se agregó 100 mL de solución de calgón (Anexo 2) como agente dispersante y se dejó reposar durante 24 h. Se vació el contenido del vaso a la copa de dispersión lavado con agua destilada, se llenó la copa con agua destilada dejando un espacio libre para que no se derrame, de 6 cm³

aproximadamente. Se colocó la copa en el equipo dispersor y se hizo funcionar durante 5 min. Se retiró la copa y se vació el contenido en una probeta de 1250 mL lavando la copa con agua destilada, empleando una piseta, el lavado de la copa se vació en la misma probeta, el volumen se lleva a un litro con agua destilada. Se tapó la probeta con un tapón de hule y se agitó por inversión 20 veces, inmediatamente se colocó la probeta sobre la mesa y se comenzó a contar el tiempo, se agregaron dos o tres gotas de alcohol para dispersar la espuma que se formó y se introdujo el hidrómetro dentro de la suspensión en los primeros 20 min, a los 40 s se realizó la primera lectura, se tomó la temperatura de la suspensión procurando que el bulbo no toque la pared de la probeta. Una hora después se volvió a introducir el hidrómetro para realizar la siguiente lectura y se volvió a leer la temperatura. La última lectura se realizó dos horas después.

Las lecturas del hidrómetro fueron corregidas por la temperatura agregando 0.36 g/L por cada grado arriba de 19.59 °C, o restando la misma cantidad por cada grado debajo de dicha temperatura. La lectura obtenida a los 40 s corregida por el efecto de la temperatura fue multiplicada por dos, esto representa el porcentaje de arcilla más limo, por lo que al restarle de 100 se obtiene el porcentaje de arena. La segunda lectura obtenida se multiplica por dos, este valor representa el porcentaje de arcilla. El porcentaje de limo se obtiene por diferencia.

Tabla 2. Corrección por temperatura para 19.5 °C.

Temperatura °C	Corrección	Temperatura °C	Corrección
17	-0.90	23	+1.26
18	-0.54	24	+1.62
19	-0.18	25	+1.98
19.5	0.00	26	+2.34
20	+0.18	27	+2.70
21	+0.54	28	+3.06
22	+0.90	29	+3.42

7.2.4 Porcentaje de humedad

Se pesaron 2 g de muestra en platos de aluminio previamente secados y llevados a peso constante. Se colocaron las muestras en un horno durante 24 h a 105°C. Se retiraron del horno y se dejaron enfriar en un desecador a temperatura ambiente. Se pesó la muestra seca y se determinó el porcentaje de humedad mediante la ecuación 1.

$$\text{Ecuación 1. } \% \text{Humedad} = \frac{\text{Peso humedo} - \text{Peso seco}}{\text{Peso humedo}} \times 100$$

7.2.5 Materia orgánica por incineración

Se agregaron 3 g de muestra a crisoles libres de humedad y se secaron durante 12 h en un horno a 105°C para luego colocarlas en un desecador por 30 min. Se midió el peso, enseguida se colocaron las muestras en una mufla a 450°C por 4 h. Al finalizar se enfriaron en desecador a temperatura ambiente y se pesaron (Dean, 1974). El porcentaje de materia orgánica se determinó con la ecuación 2.

$$\text{Ecuación 2. } \% \text{MO} = \frac{\text{Peso seco} - \text{Peso calcinado}}{\text{Peso seco}} \times 100$$

7.2.6 Cianuro total por colorimetría

En un matraz se agregó 1 g de muestra y 100 mL de NaOH al 10%, se dejaron en agitación por 12 h, posteriormente se ajustó el pH a menos de 8 con H₂SO₄ 1:1. Se agregaron 0.2 g de ácido sulfámico y 25 mg de carbonato de plomo. Se destiló la muestra y se colectó en una solución de NaOH 0.005 N. Una porción de la muestra destilada se colocó en un matraz volumétrico de 100 mL, se agregó 1 mL de solución buffer de acetato (Anexo 3) a pH 4.5 y 2 mL de solución de cloramina-T al 1% y se mezcló por inversión. Se dejó estabilizar por 2 min y después se

agregaron 5 mL de piridina- ácido barbitúrico (Anexo 4) y se aforó con agua destilada. Se dejó estabilizar por 8 min (Patnaik, 1997).

Se realizó el análisis de un blanco usando el mismo volumen de solución diluida de sosa caustica. Se preparó una serie de estándares de cianuros (HCN) (Anexo 5) a 0, 10, 20, 50, 100, 200 y 400 ppb. Se leyó la absorbancia de las muestras a 578 nm usando un espectrofotómetro marca Bio Rad, modelo SmartSpect™ Plus y se hizo una curva de calibración de μg de CN^- vs absorbancia

7.2.7 Extracción de metales totales

Se pesó 0.1 g de la muestra a digerir y se colocó en un vaso de precipitado de 100 mL. Se le agregó 9 mL de HNO_3 y 3 mL de HCl. Las muestras se calentaron desde 80 °C aumentando 20 °C cada 15 min hasta 220 °C durante 6 h. Posteriormente, la muestra se dejó evaporar hasta quedar aproximadamente 1 mL, se filtró la muestra con papel Whatman No. 42 y se aforó a 100 mL con HCl 1N.

7.3 Análisis microbiológicos

7.3.1 Siembra por extensión y conteo de colonias bacterianas

Se preparó una dilución decimal (10^{-1} hasta 10^{-6}) en tubos de ensaye con 9 mL de agua destilada estéril. Se pesaron 10 g de la muestra de cada tratamiento y se agregaron a un frasco con 90 mL de agua destilada estéril, se agitó hasta tener una mezcla homogénea, posteriormente se realizaron diluciones decimales sucesivas hasta 10^{-6} transfiriendo 1 mL de muestra en tubos de ensaye con 9 mL de agua destilada estéril.

Se sembraron 100 μL de las diluciones por triplicado en el medio de cultivo R2A con pH 7.24. El inóculo se sembró por extensión con varilla uniformemente en

la superficie del medio de cultivo. Una vez que fueron inoculadas se incubaron a 35°C durante 24 h.

7.3.2 Enumeración de bacterias oxidadoras de hierro en los residuos de mina.

La determinación se realizó empleando la técnica del número más probable (NMP) al inicio y al final del experimento para cada uno de los tratamientos. Se tomaron 5 g de muestra, se agregaron a un frasco de 250 mL con 47.5 mL de agua destilada, se agitó vigorosamente por 2 min. Con la solución acuosa se hicieron series de diluciones decimales de 10^{-2} a 10^{-8} en tubos de ensaye con 4.5 mL de medio MSM modificado 4.5 mL con 5 réplicas de cada dilución al inicio del experimento. Todas las muestras se inocularon en el medio de cultivo MSM modificado (Anexo 7). Después de 30 a 45 días de incubación a 180 rpm y a 35 °C temperatura. Se consideró como prueba positiva un cambio de color de amarillo a naranja.

7.4 Experimentos en condiciones de invernadero.

Las especies elegidas después de la revisión bibliográfica, tomando en cuenta que no entren en la cadena trófica son las siguientes:

- *Prosopis* sp (Mezquite).
- *Psoralea arguta* (Palo Humo).
- *Pluchea sericea* (Cachanilla).
- *Encelia farinosa* (Chamizo).

7.4.1 Experimento en invernadero

Se realizó un experimento en macetas con capacidad de 1.4 kg. Los residuos de mina se mezclaron con composta de origen vegetal en concentraciones de 0, 5,

10 y 15%. El experimento se llevó a cabo bajo condiciones de invernadero a una temperatura promedio de 35 °C y 13 h de luz para evaluar el crecimiento de *Psoralea arguta*, *Prosopis* sp, *Pluchea sericea* y *Encelia farinosa*.

En las unidades experimentales respectivas se sembraron 16 semillas de *Psoralea arguta*, 8 semillas de *Prosopis* sp, 16 semillas de *Pluchea sericea*, 16 semillas de *Encelia farinosa*. Después de una semana de crecimiento de las plantas se dejó una sola planta por unidad experimental para correr el experimento.

7.5 Tratamientos

Para este proyecto se utilizaron 4 niveles de composta, para cada especie vegetal y se realizaron cuatro repeticiones para cada una y un control por triplicado.

- Primer tratamiento: Residuos de mina + Especies nativas + 0% de composta.
- Segundo tratamiento: Residuos de mina + Especies nativas + 5% de composta.
- Tercer tratamiento: Residuos de mina + Especies nativas + 10% de composta.
- Cuarto tratamiento: Residuos de mina + Especies nativas + 15 % de composta.

7.6 Evaluación de los tratamientos

Las plantas se cosecharon a los 84 días. Se determinó la producción de biomasa vegetal seca, altura, longitud de raíces, numero de nódulos, acumulación de metales pesados en raíces y parte aérea (método EPA 3051, Solís-Domínguez et al., 2011). Se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin-Elmer 3110.

7.6.1 Aislamiento de *Rhizobium* a partir de nódulos

Selección de nódulos: Se colectaron las raíces de las diferentes unidades experimentales, se les realizó un lavado con suficiente agua, se separaron cuidadosamente los nódulos más grandes con el cuidado de dejar un pequeño fragmento de raíz.

Esterilización: Se sumergieron en alcohol durante 10 s y posteriormente en agua destilada estéril durante 10 s, se realizó esta operación dos veces y luego se sometió a un tratamiento de HgCl₂ al 2% durante un periodo de 1 a 3 minutos. Para finalizar se realizaron seis enjuagues con agua destilada estéril.

Aislamiento de *Rhizobium* por estría: De los nódulos desinfectados se preparó una suspensión en agua destilada estéril, en un tubo de ensayo y se macero con una varilla de vidrio. Se tomaron muestras de suspensión y se sembraron usando la técnica de estrías, en cajas Petri con medio ELMARC (Anexo 8). Una vez sembradas las cajas se incubaron a 35°C durante 10 días.

7.7 Análisis estadístico

Los datos se analizaron mediante un análisis de varianza para determinar diferencias entre los tratamientos. Se utilizó la prueba de Tukey con un nivel de significancia del 5% para determinar el mejor tratamiento. Se utilizó el paquete estadístico SAS v.9.4.

8. RESULTADOS

8.1 Caracterización fisicoquímica de los residuos de mina.

Los residuos de mina que se tomaron en el muestreo fueron caracterizados, tomando como parámetros, pH, CE, MO, nitrógeno total, fósforo total, porcentaje de humedad, textura y cianuro total. Los resultados mostraron que, a diferencia de otros residuos de mina, que tienen un pH ácido, estos presentaron un pH alcalino, obteniéndose un valor promedio de 8. La presencia de sales disueltas, en los residuos de mina, La CE obtenida fue de 2.43 mS/cm, las muestras se consideran ligeramente salinas. De los nutrientes analizados, las concentraciones de nitrógeno y el calcio están dentro de los niveles óptimos (123.7 Kg/Ha, 11164.36 Kg/Ha), mientras que el fósforo, el potasio y el magnesio se encuentran en concentraciones deficientes, mientras que la concentración de sulfatos obtenida se encuentra por arriba de la recomendada. Tienen una textura arcillosa (28.76% de arena, 28% de limo, 43.24% de arcilla), que favorece la retención de agua. La concentración de MO fue 0.34%. La baja concentración de MO se debe a que son residuos de mina, no suelo, por lo tanto, se utilizó composta como mejorador. En el caso del cianuro total, la concentración fue de 155.52 mg/kg, nivel que es fitotóxico para algunas plantas (Towill et al., 1978) Estos resultados se pueden observar en la Tabla 2.

Tabla 3. Características físico-químicas de los residuos de mina.

Propiedades fisicoquímicas	
pH	8.00±0.03
Conductividad eléctrica [mS/cm]	2.43±0.03
Materia orgánica [%]	0.34±0.10
Nitrógeno Total [kg/Ha]	123.7
Fósforo Total [kg/Ha]	47.4
Humedad [%]	5.17±1.01
Textura	Arcilloso
Cianuro total [mg/kg]	155.52±1.52
Calcio [kg/Ha]	11164.36
Magnesio [kg/Ha]	18.23
Sulfatos [kg/Ha]	1518

Los valores son medias ± Desviación estándar

8.1.1 Metales totales

La cantidad de metales totales fue cuantificada para las cuatro concentraciones de composta en los tratamientos, dichos valores fueron comparados con los límites máximos permisibles de las normas NOM-147-SEMARNAT-SSA1-2004 y U.S. EPA, 1993, en la figura 5 se muestran los valores obtenidos. En color rojo se indican aquellos que, aunque estén dentro de las normas NOM-147-SEMARNAT-SSA1-2004 y U.S. EPA, 1993 o no estén normados, representan un mayor riesgo ambiental como son el caso del aluminio, arsénico, cobalto, hierro, manganeso y plomo. Estos metales presentan concentraciones superiores a 2 mg/kg, 5 mg/kg, 1 mg/kg, 500 mg/kg, 300 mg/kg y 10 mg/kg respectivamente, por lo cual, son tóxicos para las plantas (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

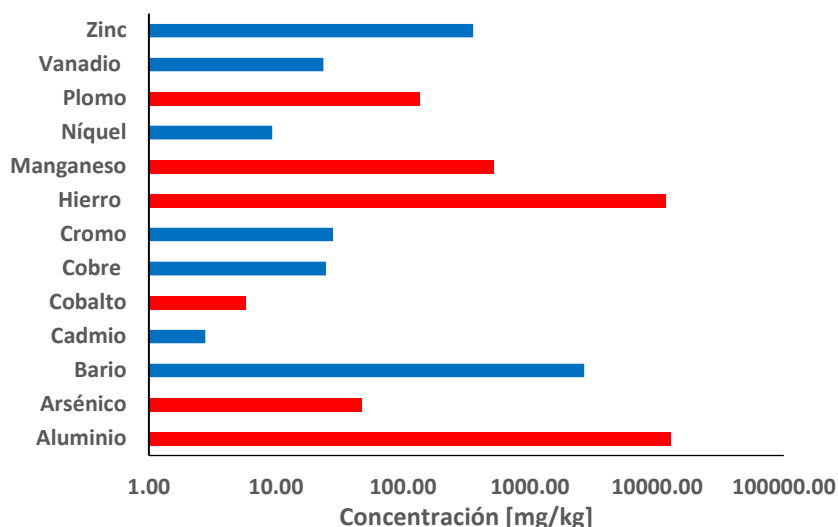


Figura 4. Concentración de metales analizados en los residuos de mina. En color rojo se indican aquellos metales que representan mayor riesgo ambiental.

8.2 Caracterización físico-química de los tratamientos con composta como mejorador de suelo.

8.2.1 Materia orgánica

La materia orgánica (MO) presente en los residuos de mina fue considerablemente baja obteniéndose valores de concentración menores a 1%. Al aumentar la concentración de composta, la cantidad de MO aumentó, a 2.14%,

2.76% y 3.61% en 5, 10, y 15% de composta respectivamente. Esto representa una mayor cantidad de nutrientes disponibles para el crecimiento y supervivencia de las especies vegetales.

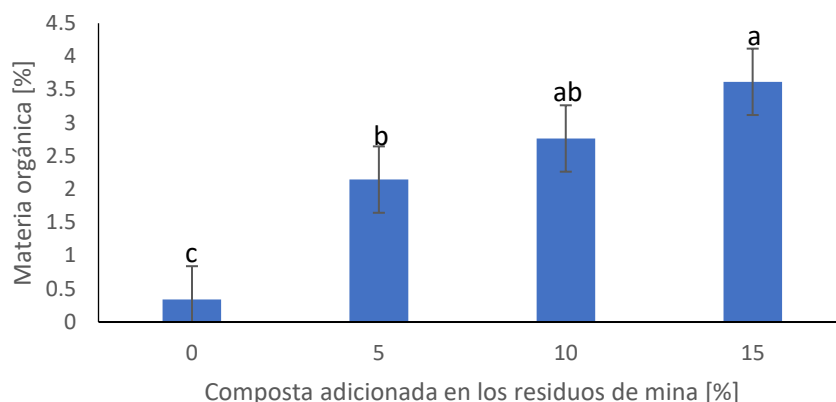


Figura 5. Valores de porcentaje de MO presente en los cuatro tratamientos. $n=3$, $\alpha=0.05$ Las letras diferentes indican diferencia significativa.

8.3.2 Cianuro total

La concentración de cianuro total en los residuos de mina con 0% de composta fue de 155.52 mg/kg, a partir de 27 mg/kg ya se considera tóxico para las especies vegetales (Towill et al., 1978), conforme se adicionó diferentes concentraciones de composta, los niveles de cianuro total fueron disminuyendo debido a la dilución de los residuos de mina obteniendo una concentración de 119.76 mg/kg para 15% de composta pero aún se considera tóxico.

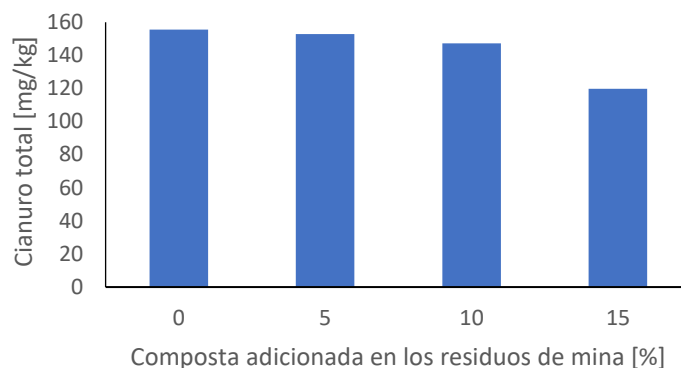


Figura 6. Concentración de CN^- en los cuatro tratamientos en mg/kg.

8.4 Conteo de unidades formadoras de colonias y morfología

Se realizó un conteo de bacterias en placa, para las distintas concentraciones de composta en los residuos de mina. Se encontró que la cantidad de unidades formadoras de colonias por gramo de suelo seco (UFC/g s.s.) aumentaron de 6.1×10^4 en 0% de composta a 2.4×10^5 en el tratamiento con 15% de composta lo cual indica una diferencia significativa entre estos tratamientos.

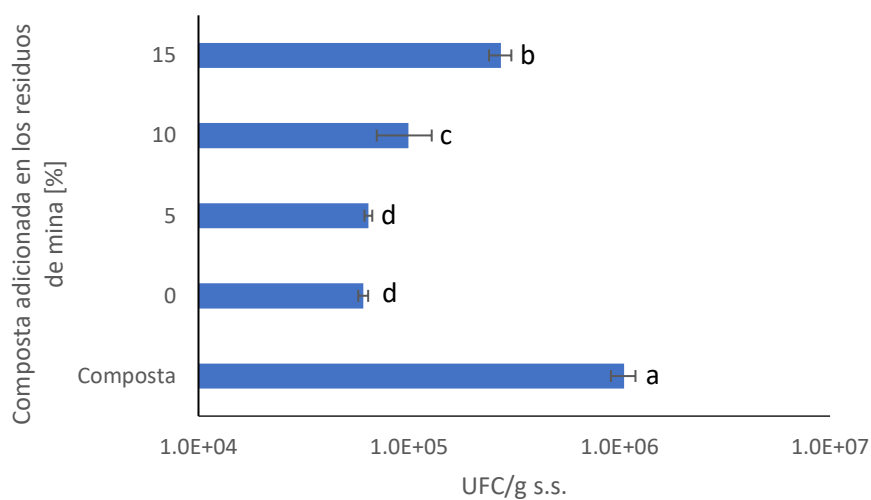


Figura 7. Conteo de unidades formadoras de colonias por gramo de suelo seco (UFC/g s.s.) en las concentraciones de 0, 5, 10 y 15% de composta. $n=3$ $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

Las características de las colonias de bacterias aisladas se describen en las tablas 4 a la 8.

Tabla 4. Morfología y UFC de bacterias encontradas en el tratamiento con 0% de composta.

Bacteria	UFC/g s.s.	Tamaño (mm)	Forma	Elevación	Borde	Color	Superficie	Aspecto	Luz
1-T1	6.00E+02	3	circular	Convexa	Entero	Anaranjado	Lisa	Húmedo	Brillante
2-T1	3.00E+02	4	circular	plana	Entero	Anaranjado claro	Lisa	Húmedo	Brillante
3-T1	4.70E+03	4	circular	elevada	Entero	Rosa	Lisa	Húmedo	Brillante
4-T1	8.50E+03	6	circular	Convexa	Entero	Amarilla	Lisa	Húmedo	Brillante
5-T1	4.50E+04	3	circular	Convexa	Entero	Blanco	Lisa	Húmedo	Brillante
6-T1	3.80E+03	1	circular	Elevada	Ondulado	Blanco	Rugosa	Pulverulenta	Mate
7-T1	8.00E+02	1	irregular	plana	Lobulado	Blanco	Rugosa	Seco	Translúcida
8-T1	2.00E+03	1	circular	plana	Entero	Transparente	Rugosa	Húmedo	Transparente

Tabla 5. Morfología y UFC de bacterias encontradas en el tratamiento con 5% de composta.

Bacteria	UFC/g s.s.	Tamaño (mm)	Forma	Elevación	Borde	Color	Superficie	Aspecto	Luz
1-T2	8.00E+03	1	Circular	Elevada	Ondulado	Blanco	Rugosa	Pulverulento	Mate
2-T2	4.50E+03	2	Circular	Convexa	Entero	Amarillo	Liso	Húmedo	Brillante
3-T2	2.50E+04	2	Irregular	Plana	Lobulado	Amarillo	Lisa	Húmedo	Transparente
4-T2	1.50E+04	11	Filamentoso	Plana	Ondular	Blanco	Liso	Húmedo	Translucido
5-T2	8.10E+03	5	Irregular	Umbiliforme	Lobulado	Blanco	Liso	Húmedo	Transparente
6-T2	3.00E+03	4	Irregular	Plano	Ondulado	Blanco	Liso	Húmedo	Transparente

Tabla 6. Morfología y UFC de bacterias encontradas en el tratamiento con 10% de composta.

Bacteria	UFC/g s.s.	Tamaño (mm)	Forma	Elevación	Borde	Color	Superficie	Aspecto	Luz
1-T3	3.00E+04	3	Circular	Plana	Entero	Negro	Rugosa	Pulverulento	Mate
2-T3	8.10E+03	2	irregular	Plana	Ondulado	Verde	Rugosa	Húmedo	Brillante
3-T3	5.30E+03	3	Circular	Convexa	Entero	Blanco	Liso	Húmedo	Brillante
4-T3	4.50E+03	2	Circular	Convexa	Entero	Amarillo	Liso	Húmedo	Brillante
5-T3	5.70E+03	7	Circular	Plana	Entero	Transparente	Liso	Húmedo	Transparente
6-T3	8.10E+03	1	Circular	Elevada	Ondulado	Blanco	Rugosa	Pulverulento	Mate
7-T3	3.40E+04	9	irregular	Plana	Ondulado	Transparente	Rugosa	Húmedo	Translucido

Tabla 7. Morfología y UFC de bacterias encontradas en el tratamiento con 15% de composta.

Bacteria	UFC/g s.s.	Tamaño (mm)	Forma	Elevación	Borde	Color	Superficie	Aspecto	Luz
1-T4	1.50E+04	2	Irregular	Plana	Lobulado	Amarillo	Lisa	Húmedo	Transparente
2-T4	8.80E+03	1	Circular	Convexa	Entero	Amarillo	Lisa	Húmedo	Brillante
3-T4	3.00E+02	2	Puntiforme	Plana	Ondulado	Blanco	Lisa	Húmedo	Transparente
4-T4	8.70E+04	15	Irregular	Plana	Lobulado	Blanco	Lisa	Húmedo	Translucida
5-T4	7.90E+04	2	Circular	Convexa	Entero	Blanco	Lisa	Húmedo	Brillante
6-T4	7.90E+04	1	Circular	Elevación	Ondulado	Blanco	Rugosa	Seco	Mate

Tabla 8. Morfología y UFC de bacterias encontradas en la composta utilizada en el experimento.

Bacteria	UFC/g s.s.	Tamaño (mm)	Forma	Elevación	Borde	Color	Superficie	Aspecto	Luz
1-C	3.50E+04	1	Circular	Convexa	Entero	Blanco	Liso	Húmedo	Brillante
2-C	5.90E+05	5	Irregular	Umbilicado	Ondular	Blanco	Liso	Húmedo	Transparente
3-C	3.40E+04	11	Filamentoso	Plana	Ondular	Blanco	Liso	Húmedo	Translucido
4-C	4.30E+04	6	Filamentoso	Plana	Ondular	Amarillo	Liso	Húmedo	Translucido
5-C	5.70E+04	4	Circular	Plana	Entero	Transparente	Liso	Húmedo	Translucido
6-C	3.40E+05	5	Irregular	Umbiliforme	Lobulado	Blanco	Liso	Húmedo	Transparente

8.5 Especies sin capacidad de adaptación

Las especies, *Pluchea serícea* y *Encelia farinosa* presentaron un nivel de germinación <2%, por lo cual no se pudo llevar a cabo un análisis de dichos experimentos. Estas especies silvestres crecen en condiciones específicas que no pudieron ser replicadas en los experimentos.

8.6 *Psorothamnus spinosus*

Las semillas de esta especie empezaron a germinar a los 6 días después de la siembra. El porcentaje de germinación se registró a los 21 días ya que fue cuando las unidades experimentales llegaron a su porcentaje máximo de germinación. A los 43 días se registró el porcentaje de supervivencia de las plántulas.

El tratamiento con 0% de composta resultó con mayor germinación presentando una diferencia significativa con los tratamientos con 5, 10, y 15%, entre los cuales no hubo diferencia significativa (Figura 9).



Figura 8. *Psorothamnus spinosus* germinada a los 10 días.

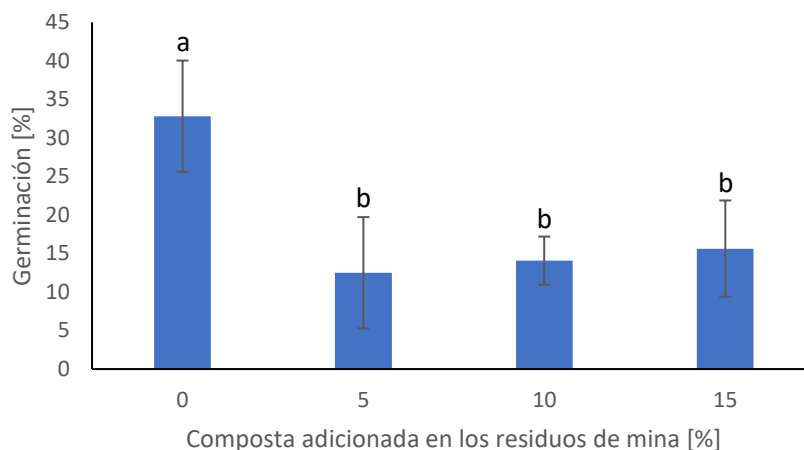


Figura 9. Porcentaje de germinación de *Psorothamnus spinosus*. n=16, $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

Después de 43 días, las plántulas vivas habían disminuido de tal modo que el experimento no pudo concluir como se esperaba, los cuatro tratamientos tuvieron <50% de supervivencia (Figura 10). Durante los 43 días, las especies vegetales mostraron síntomas de toxicidad por metales pesados (Figura 11) como muerte en las puntas de las hojas poco crecimiento en las raíces.

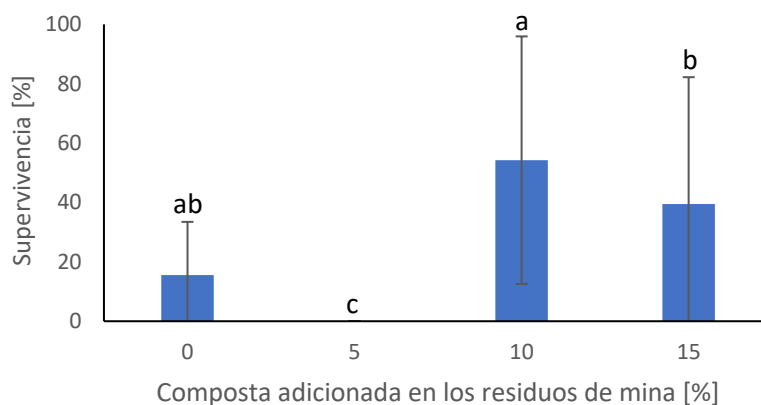


Figura 10. Porcentaje de supervivencia *Psorothamnus spinosus*. n=4, $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.



Figura 11. (A) *Psorothamnus spinosus* con síntomas de toxicidad en hojas y tallo, (B) *Psorothamnus spinosus* con poco crecimiento en la raíz.

8.7 *Prosopis* sp

Las semillas de *Prosopis* sp empezaron a germinar a los 7 días y llegaron a su porcentaje máximo de germinación a los 16 días.

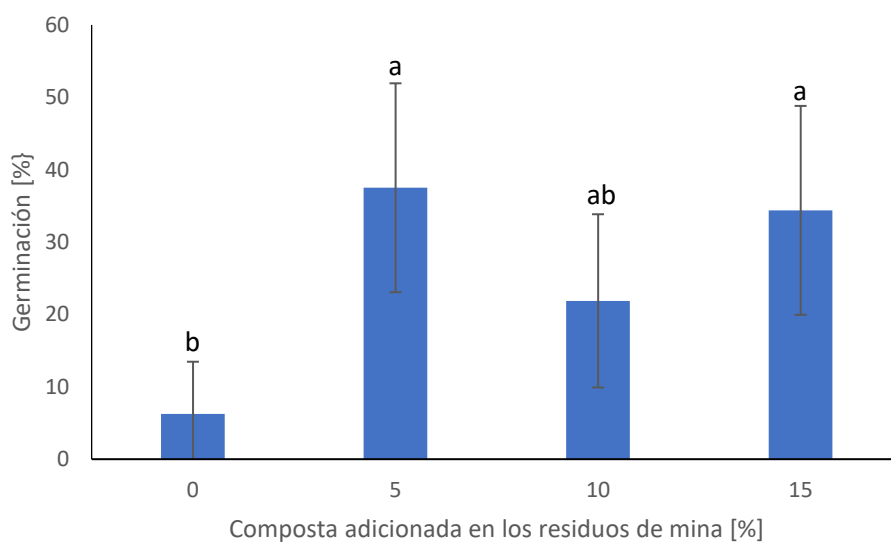


Figura 12. Porcentaje de germinación de *Prosopis* sp n=8. $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

Los tratamientos con 5, 10 y 15% de composta tuvieron un 100% de supervivencia mientras que el tratamiento con 0% de composta tuvo un 0% de supervivencia lo que

representa una diferencia significativa de los tratamientos con composta en relación con el 0%.

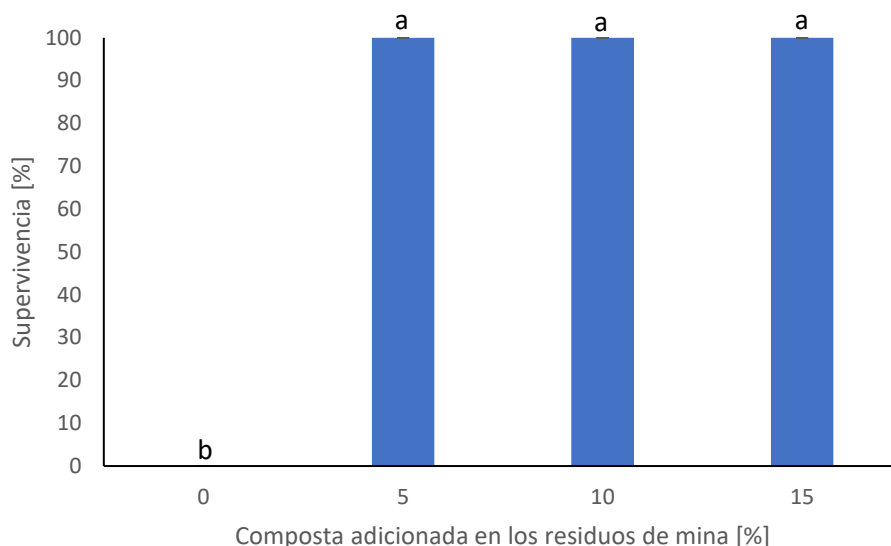


Figura 13. Porcentaje de supervivencia de las especies vegetales *Prosopis* sp. $n=4$, $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

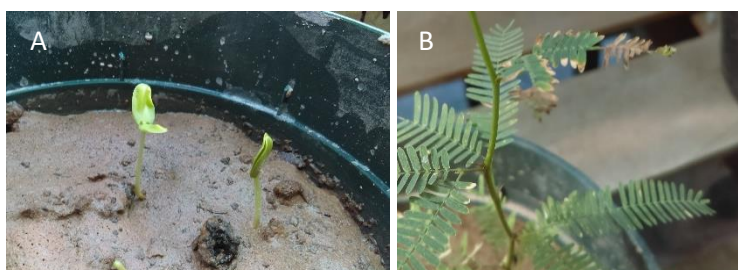


Figura 14. *Prosopis* sp con síntomas de toxicidad. (A) 7 días (B) 60 días.

Se midió la altura de las especies vegetales durante la experimentación, alcanzando una altura de 10 cm, 12.5 cm, 29.75 cm y 32.25 cm para los tratamientos de 5, 10 y 15% de composta respectivamente. La altura de las plantas que crecieron con 10 y 15% de composta fue significativamente mayor que el de aquellas que crecieron con 5% de composta.

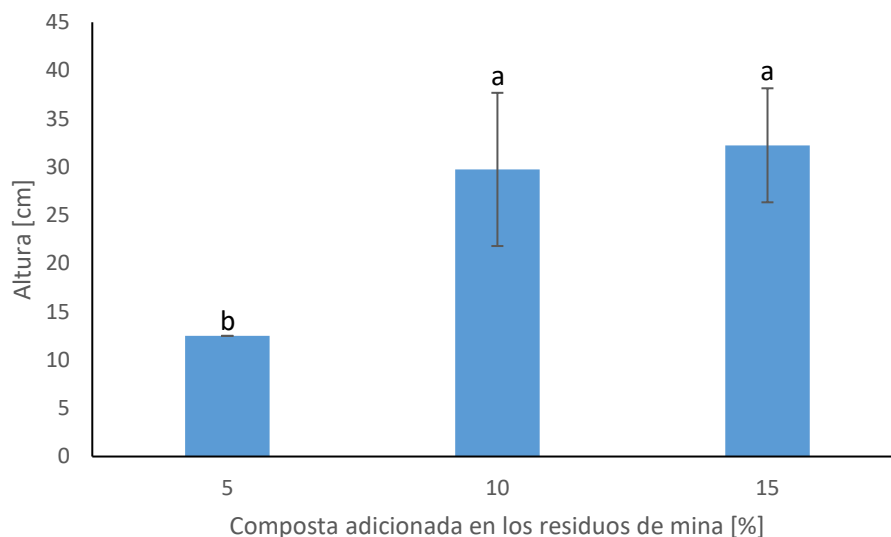


Figura 15. Altura de plantas de *Prosopis* sp al día 84. n=4, $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

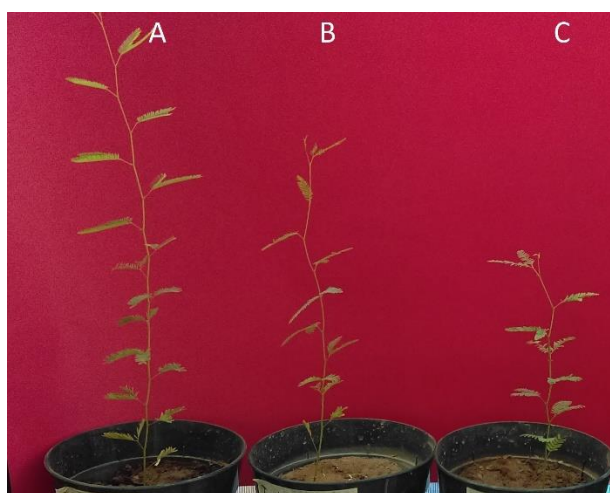


Figura 16. Crecimiento de *Prosopis* sp a diferentes porcentajes de composta. 5% (C), 10% (B), 15% (A).

Después de cosechar las especies vegetales, se lavaron las raíces a chorro de agua potable y luego con agua destilada, una vez secas se midió la longitud para cada tratamiento, siendo las plantas del tratamiento con 10 y 15% las que tuvieron mayor longitud, y existió diferencia significativa con respecto al tratamiento con 5%.

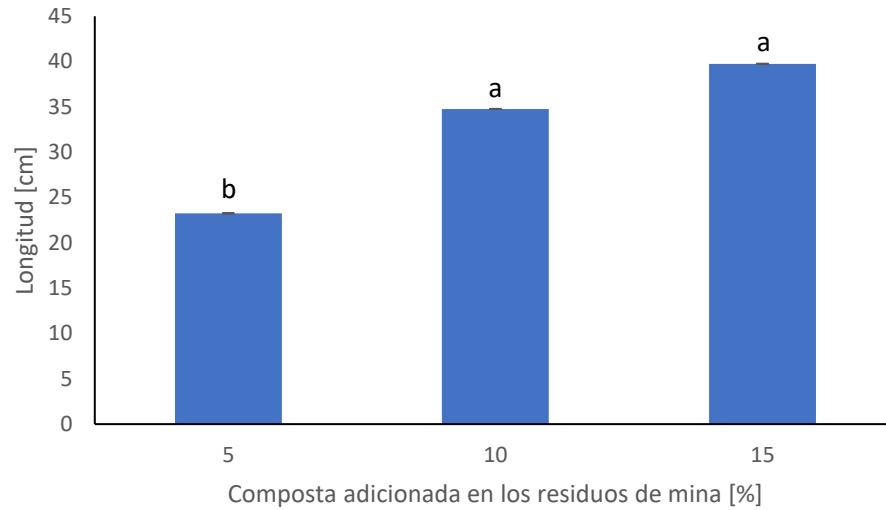


Figura 17. Longitud de las raíces en los tratamientos con 5, 10 y 15% de composta. $n=4$, $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

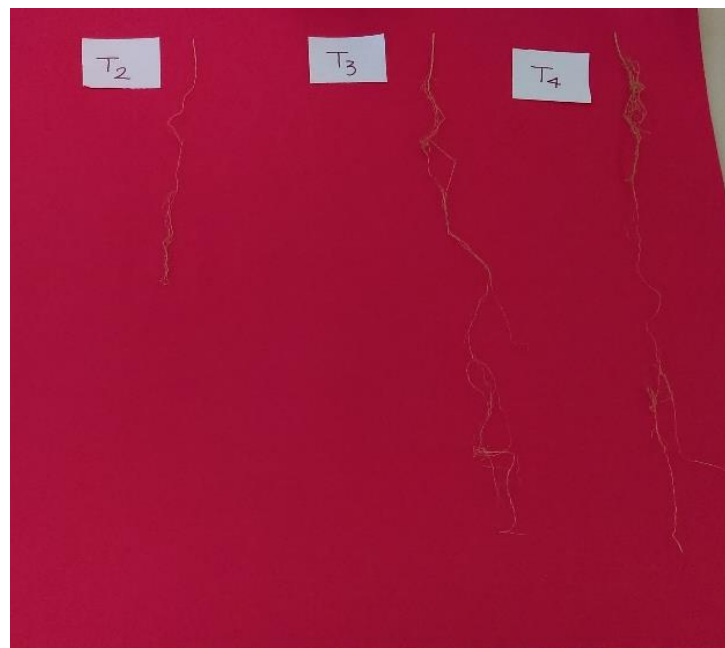


Figura 18. Diferencia de longitud de las raíces en los diferentes tratamientos. T2=5%, T3=10%, T4=15% de composta adicionada.

Después del lavado la parte aérea y las raíces se secaron y pesaron para determinar la cantidad de biomasa seca que se produjo.

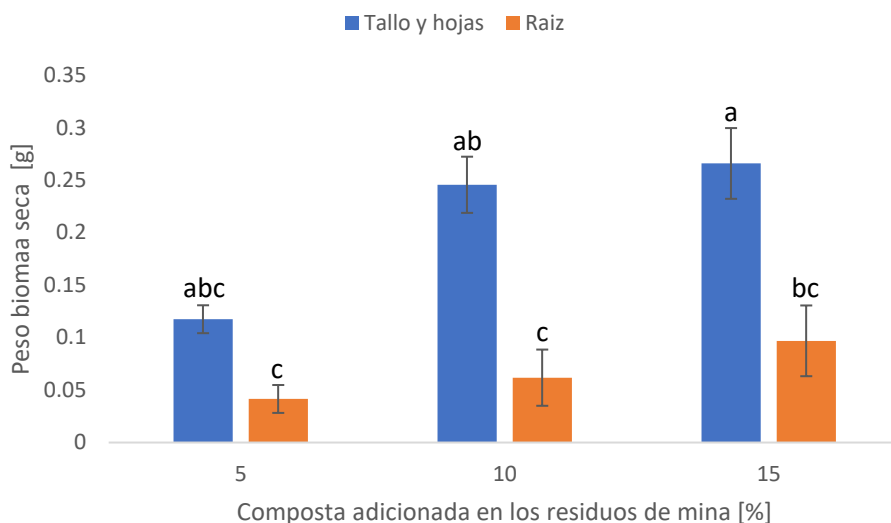


Figura 19. Peso de biomasa seca en los tratamientos con 5, 10 y 15% de composta. $n=4$ $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

8.8 Cambios de los parámetros fisicoquímicos de la experimentación

8.8.1 pH

El pH de los residuos de mina antes de añadirle composta fue de 8.0, al aumentar la concentración de composta, hubo una disminución del pH, obteniéndose un valor de 7.35, lo cual representa una diferencia significativa. Sin embargo, al finalizar el experimento, se volvieron a evaluar los tratamientos, donde se encontró un aumento de pH en cada uno de ellos. Para el tratamiento con 5% el pH se incrementó de 7.58 a 7.99, en 10% de 7.48 a 7.72 y para 15%, de 7.37 a 7.71, lo cual representa una diferencia significativa en los valores de pH al inicio y al final del experimento en las diferentes concentraciones de composta.

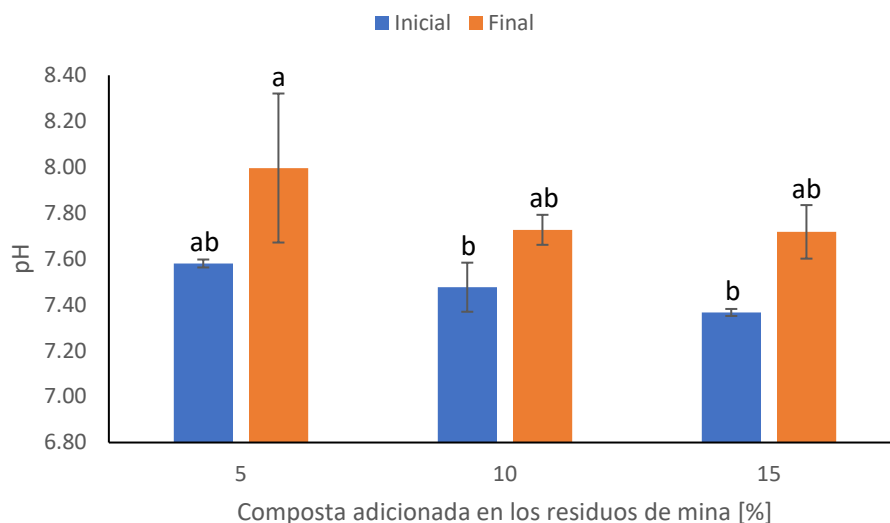


Figura 20. Comparativo pH al inicio del experimento vs. pH al final de la experimentación. $n=3$, $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

8.8.2 Conductividad electrica

En el caso de la conductividad eléctrica en los residuos de mina, el valor inicial fue de 3.89 mS/cm, al adicionarse la composta, se obtuvo para 5, 10 y 15 % un valor de 4.87, 4.95 y 5.26 mS/cm respectivamente. Al final del experimento, en el tratamiento con 5% de composta hubo un aumento de 0.8 mS/cm con respecto a su valor inicial, mientras que en el tratamiento con 15% solo aumento 0.02 mS/cm lo cual no representa una diferencia significativa entre el inicio y el final del experimento.

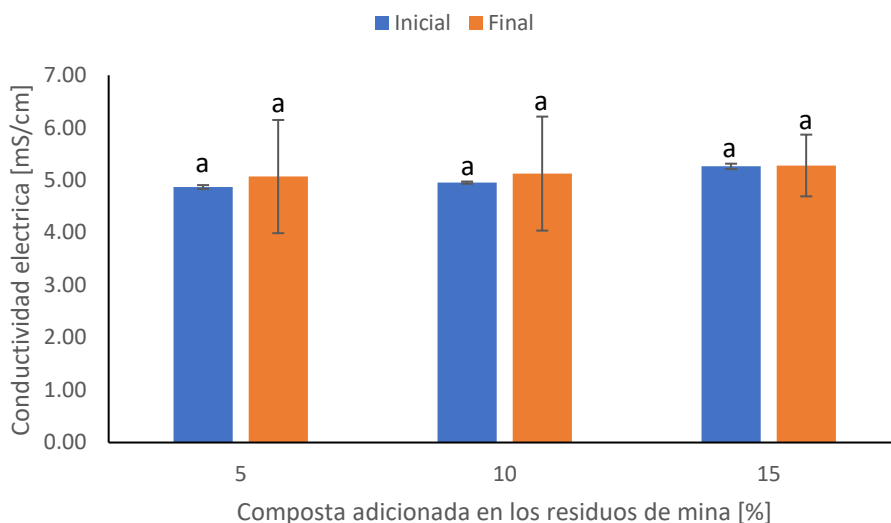


Figura 21. Comparativo CE al inicio del experimento vs. CE al final de la experimentación. $n=3$, $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

8.8.3 Concentración de metales en plantas

Se realizaron análisis para la determinación de metales en las plantas de las unidades experimentales para la parte aérea (tallo y hojas) y raíz, los metales analizados fueron Fe (Figura 22), Cu (Figura 23), Mn (Figura 24), Co (Figura 25), Ni (Figura 26), Cd (Figura 27), y Pb (Figura 28). De todas las muestras analizadas se encontró mayor concentración de metales en la raíz de las plantas.

En el caso del Fe evaluado, los tratamientos con 5, 10 y 15% en raíz donde se encontró mayor concentración, no mostraron diferencia significativa.

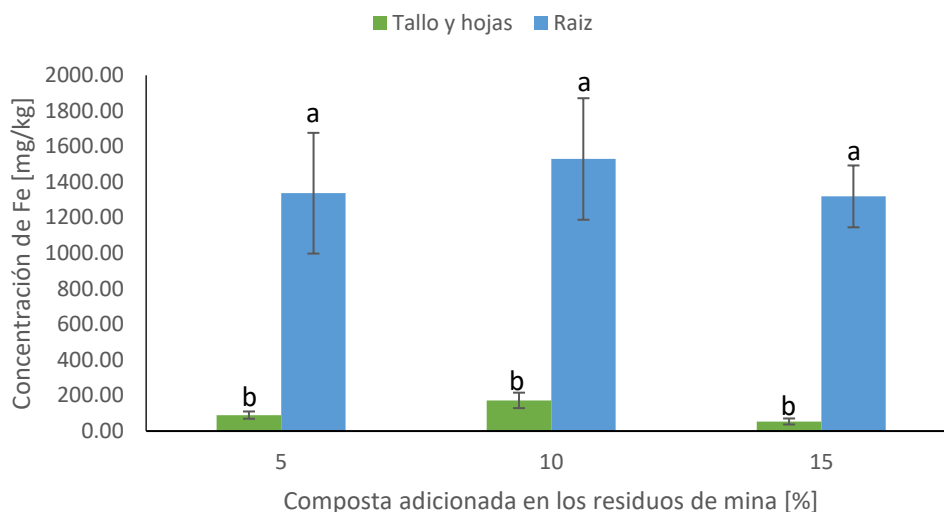


Figura 22. Concentración de Fe en raíz, Tallo y hojas [mg/kg] en diferentes concentraciones de composta. n=3, $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

Los valores más altos de concentración de Cu se encontraron en la raíz de los tratamientos con 5, 10 y 15% de composta y no presentaron diferencias significativas.

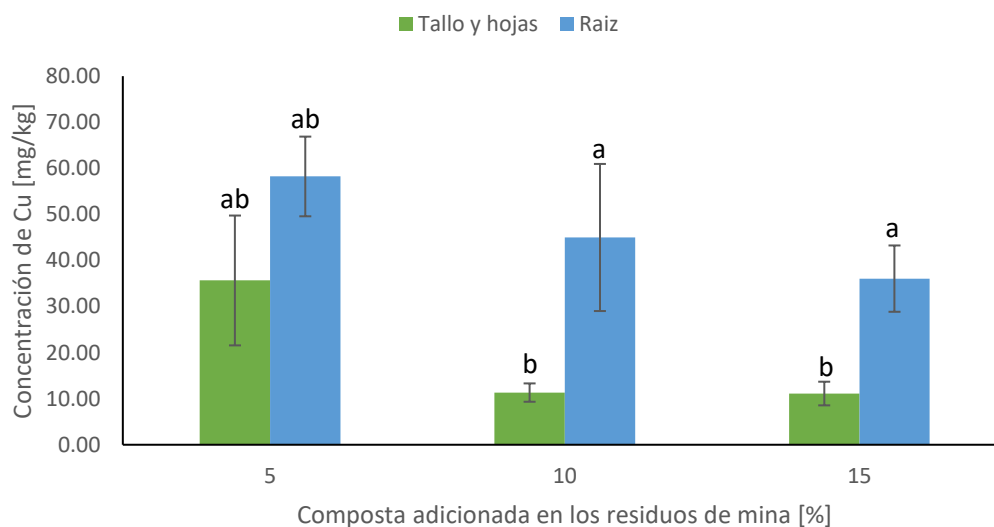


Figura 23. Concentración de Cu en raíz, Tallo y hojas [mg/kg] en diferentes concentraciones de composta. n=3, $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

Las concentraciones de Mn fueron mayores en la raíz, pero no presentaron diferencias significativas con la concentración encontrada en la parte aérea.

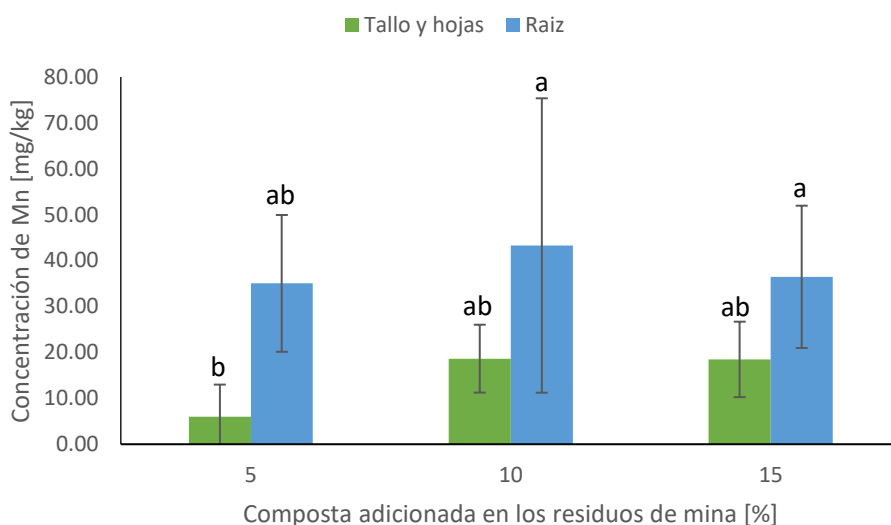


Figura 24. Concentración de Mn en raíz, Tallo y hojas [mg/kg] en diferentes concentraciones de composta. n=3, $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

La mayor concentración de Co encontrado en la raíz en el tratamiento con 5% de composta, que mostro una diferencia significativa con el resto de los tratamientos.

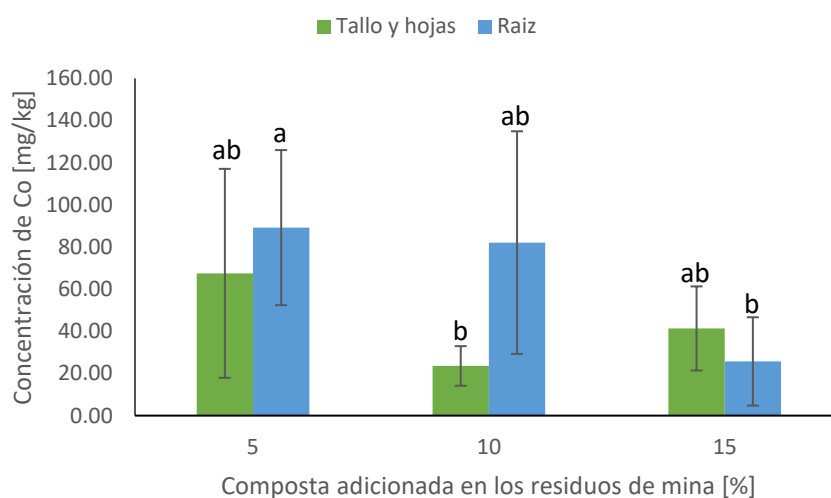


Figura 25. Concentración de Co en raíz, Tallo y hojas [mg/kg] en diferentes concentraciones de composta. n=3, $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

Para las concentraciones de Ni y Cd los niveles más altos fueron encontrados en la raíz en el tratamiento con 5% de composta mostrando diferencia significativa con los tratamientos con 10 y 15%.

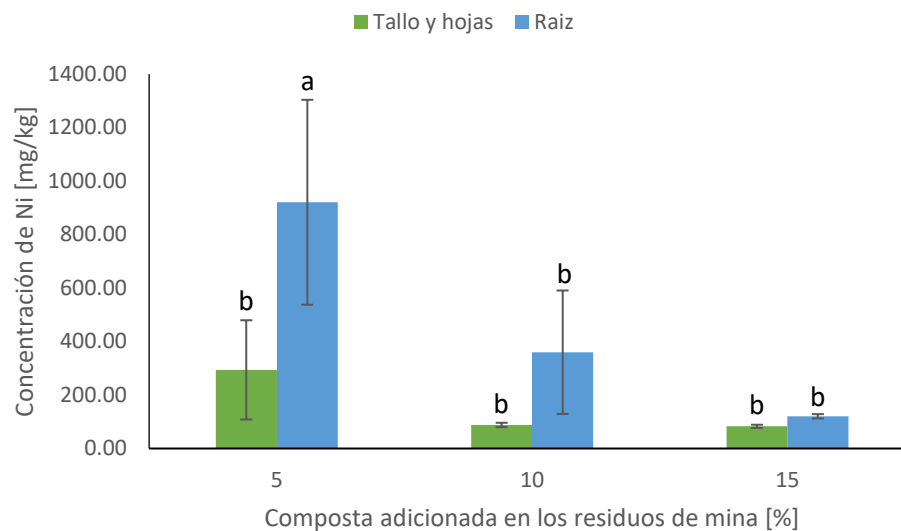


Figura 26. Concentración de Ni en raíz, Tallo y hojas [mg/kg] en diferentes concentraciones de composta. n=3, $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

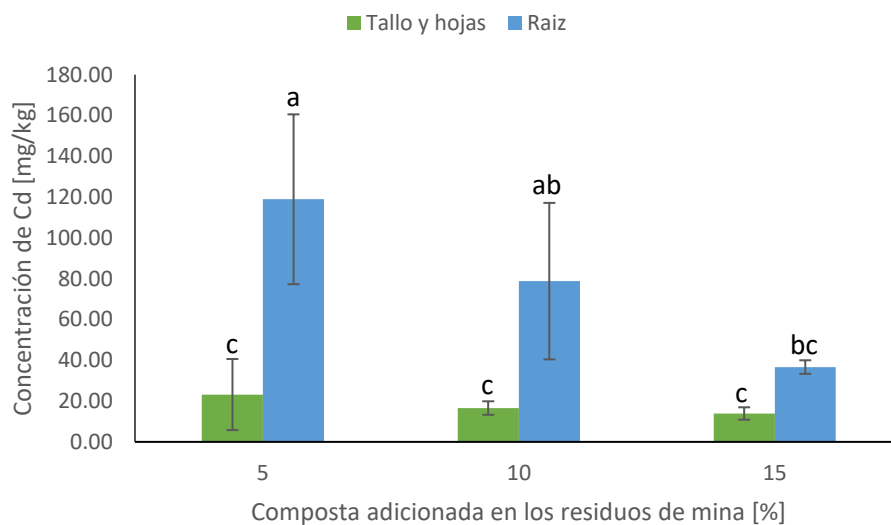


Figura 27. Concentración de Cd en raíz, Tallo y hojas [mg/kg] en diferentes concentraciones de composta. n=3, $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

En el caso de Pb, la mayor concentración se encontró en la raíz, en el tratamiento de 5% de composta, pero no se encontró diferencia significativa entre los tratamientos.

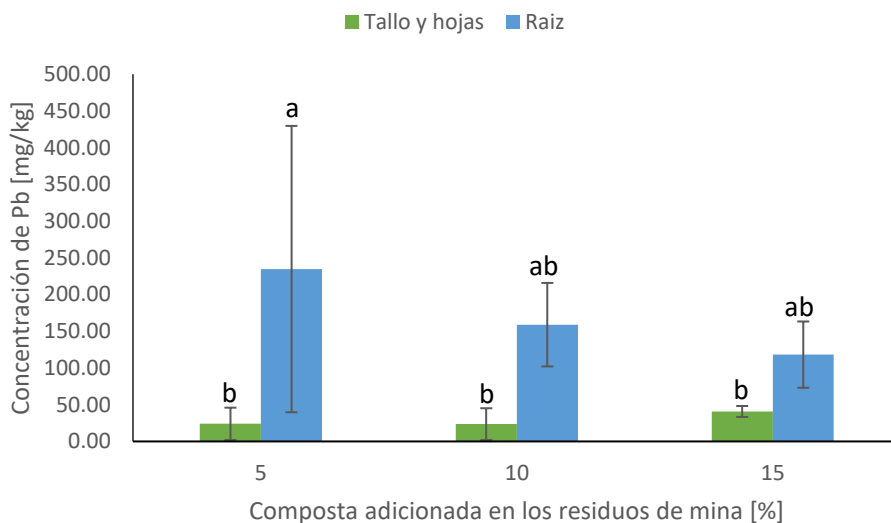


Figura 28. Concentración de Pb en raíz, tallo y hojas [mg/kg] en diferentes concentraciones de composta. $n=3$, $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

8.9 Análisis bacteriológicos

Al finalizar el experimento se volvió a determinar el número de unidades formadoras de colonia en los diferentes tratamientos al igual que para las oxidadoras de hierro.

8.9.1 Unidades formadoras de colonias

Las unidades formadoras de colonias fueron calculadas para dos puntos dentro de las unidades experimentales, en la rizosfera y en la parte más alejada de la raíz (Bulk). Se mantuvo una diferencia significativa entre el tratamiento con 0% de composta y el que contiene 15%, sin embargo, en los tratamientos, antes y después de la experimentación no se encontró una diferencia significativa.

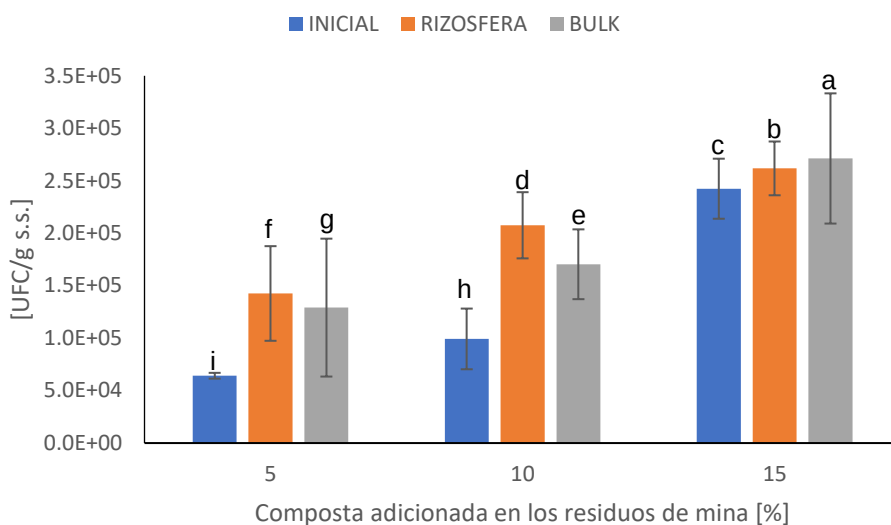


Figura 29. Comparativo de cantidad de unidades formadoras de colonias por gramo de suelo seco (UFC/g s.s.) promedio de 3 repeticiones para cada una de las concentraciones de composta. $n=3$, $\alpha=0.05$. Letras diferentes indican diferencia significativa.

8.9.2 Oxidadoras de hierro

Se determinó mayor número de bacterias oxidadoras de hierro conforme se incrementó la concentración de composta en cada tratamiento. Al finalizar el experimento existió una disminución en el número de estas bacterias (figura 30). Las pruebas positivas se muestran en la figura 29.

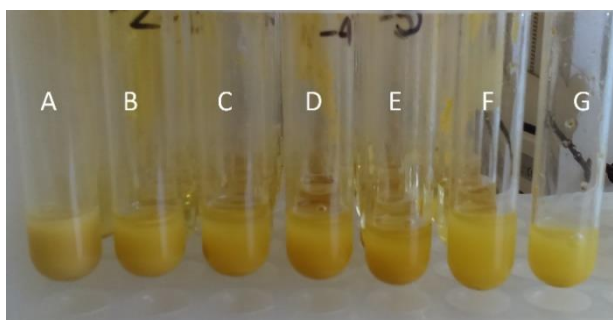


Figura 30. Tubos de ensayo con muestras de oxidadoras de hierro al final del experimento después de 45 días. Diluciones: 10^{-1} (A), 10^{-2} (B), 10^{-3} (C), 10^{-4} (D), 10^{-5} (E), 10^{-6} (F), Control (G).

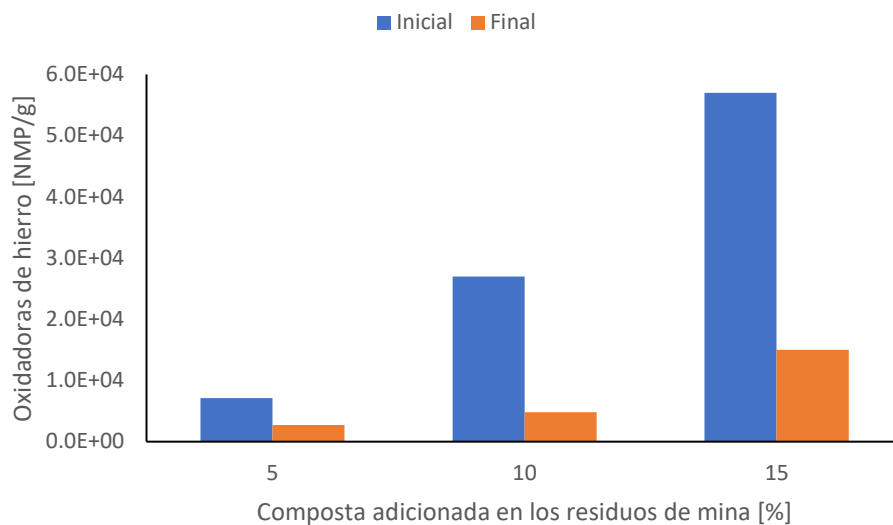


Figura 31. Cuantificación del número más probable [NMP/g] para oxidadoras de hierro en concentraciones de 5, 10 y 15% de composta.

8.9.3 Formación de nódulos en raíces de *Prosopis* sp.

Al cosechar las raíces de *Prosopis* sp en los tratamientos con 10% y 15% de composta se encontró que presentaban nódulos (Figura 24).

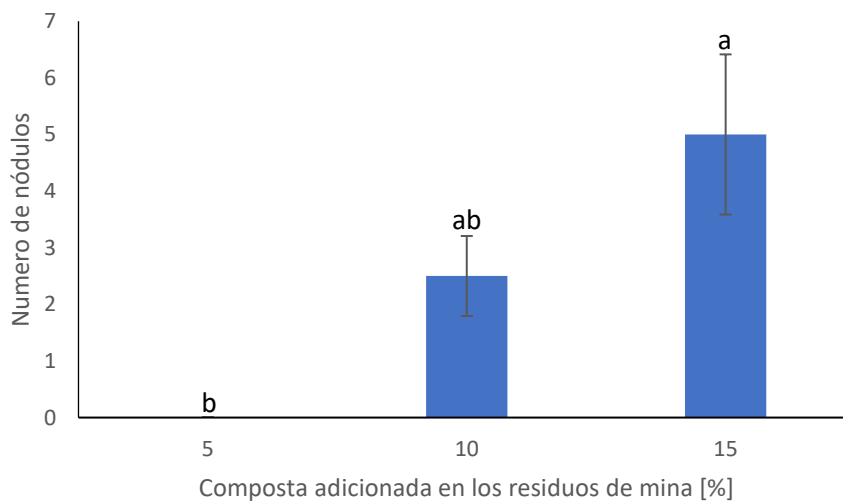


Figura 32. Numero de nódulos en raíces de las especies vegetales en los diferentes tratamientos. Letras diferentes indican diferencia significativa.



Figura 33. Nódulos en las raíces en *Prosopis* sp del tratamiento con 15% de composta.

8.9.4 Fijadoras de nitrógeno

De los nódulos encontrados en las raíces de *Prosopis* sp, se realizó un análisis para determinar si se trataban de bacterias *Rhizobium*, obteniéndose un resultado positivo por la coloración roja de las colonias

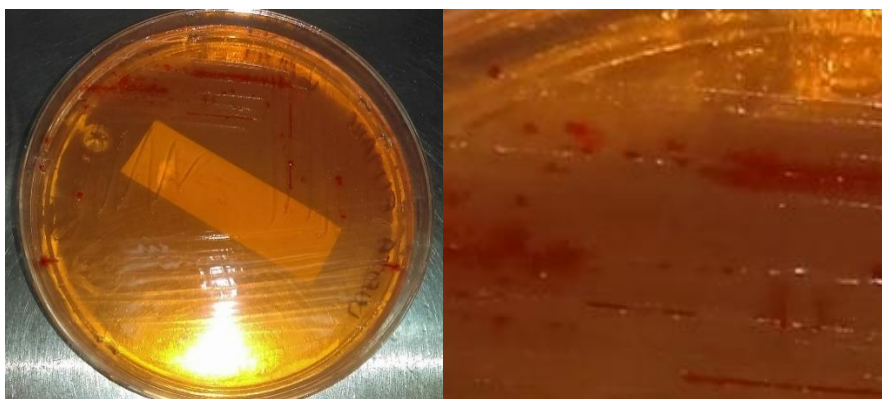


Figura 34. Resultado positivo para bacterias *Rhizobium* fijadoras de nitrógeno en nódulos de raíces de *Prosopis* sp del tratamiento con 15% de composta.

9. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Los residuos de mina utilizados para la experimentación presentaron características inhóspitas para especies vegetales, en la selección de las especies a utilizar en la experimentación se consideraron estas características. Las especies vegetales endémicas del municipio de Mexicali crecen y sobreviven en condiciones similares a las que se encuentran en los depósitos de residuos de mina, haciéndolos idóneos para implementarse en la remediación de dichos lugares.

La germinación que se presentó en el tratamiento con 0% de composta para *Psoralea arguta* fue mayor en relación con el resto de los tratamientos, algunas especies vegetales son beneficiadas por la presencia de cianuro en el sustrato (Towill et al., 1978) aumentando la germinación, sin embargo, al presentarse una escasez de nutrientes, materia orgánica y sustancias fitotóxicas, la cantidad de especies supervivientes fue menor al 20% en comparación con los tratamientos de 10% y 15% que tuvieron un porcentaje de germinación menor al 40%. En el caso de *Prosopis* sp se presentó una mayor germinación y supervivencia en el tratamiento con 15% de composta, esto permitió una mejor evaluación del experimento, además, la altura y la longitud de las especies vegetales de *Prosopis* sp fueron mayor en este tratamiento y los síntomas de toxicidad fueron menores.

En la evaluación al final del experimento con *Prosopis* sp se encontró una variación en algunos de los parámetros analizados. El pH y la conductividad eléctrica tuvieron un aumento en su valor al finalizar el experimento, esto se le puede atribuir a que el agua que se utilizó para el riego es considerada agua dura (CESPM, 2016), que fue tomada de la red municipal de la ciudad de Mexicali, la adición de iones básico (como carbonatos y bicarbonatos) (Barbaro, Karlanian, & Mata, 2014).

Las bacterias oxidadoras de hierro convierten el hierro del estado soluble Fe^{+2} a estado insoluble Fe^{+3} para producir energía, al disminuir la cantidad de hierro soluble en el sustrato, pero al ser poca la energía que se genera deben de oxidar una gran cantidad de este metal, por lo cual al ir disminuyendo la cantidad de hierro

soluble (Arango et al., 2010), se puede esperar que la cantidad de bacterias se reduzca como sucedió en el experimento con *Prosopis* sp.

Al analizar las UFC/g s.s. al inicio del experimento se encontró una cantidad pequeña de UFC en los residuos de mina, debido a la poca de materia orgánica (0.35%), al aumentar la cantidad de materia orgánica utilizando composta, la cantidad de UFC/g s.s. aumentó del mismo modo por efecto de una mayor cantidad de nutrientes (Rao & Venkateswarlu, 1983) . Al final de la experimentación, los tratamientos con 10 y 15% de composta, mostraron formación de nódulos en las raíces, lo cual al ser analizados se determinó que se trataban de *Rhizobium*, que son fijadoras de nitrógenos. Al formarse esta simbiosis posiblemente favoreció el crecimiento y la supervivencia de *Prosopis* sp y un aumento en la población microbiana en estos tratamientos (Sánchez, 2010).

Los resultados de metales en plantas mostraron una mayor concentración de la mayoría de los metales en la raíz de *Prosopis* sp. La mayor concentración se encontró en el tratamiento con 5% de composta que mostró poco crecimiento de las plántulas. Algunos tipos de bacterias, como las *Rhizobium* protegen a las especies vegetales de la toxicidad de los metales pesados, lo que puede provocar una menor concentración en la biomasa (Yan-de et al., 2007). Las concentraciones de Cu, Co, Cd y Ni presentaron un comportamiento irregular con el aumento de la concentración de composta, esto coincide con el comportamiento presentado por Taiwo et al., 2016 quien indicó que la cantidad de metales acumulación de metales aumentaba al aumentar la cantidad de composta y luego volvía a disminuir al seguir aumentando la composta. Las concentraciones de metales en la parte aérea de las plantas se mantienen por debajo del límite de toxicidad animal (Solís-Dominguez et al., 2012).

10. CONCLUSIONES

Las características fisicoquímicas de los residuos de mina demostraron que estos poseen pocos nutrientes debido a la escasa materia orgánica presente, además de tener altos niveles de sales, y un pH alcalino. Dichas características son inhóspitas para muchas especies vegetales.

Las especies *Pluchea serícea* y *Encelia farinosa* no mostraron capacidad de germinación ni adaptación a las condiciones de los residuos de mina, mientras que la especie *Psoralea argophylla* logró germinar en los residuos de mina sin composta, pero al presentar un bajo porcentaje de supervivencia se considera que no logro adaptarse.

En el experimento con *Prosopis* sp la adición de composta para los distintos tratamientos con residuos de mina, la concentración óptima de composta como mejorador de suelo resultó ser del 15%, al encontrar una mayor altura de las especies vegetales y una mayor longitud de las raíces, además de ser los tratamientos de 10% y 15% los que presentaron nódulos en ellas y se obtuvieron mayor cantidad de UFC/g s.s., dichos tratamientos no presentaron una diferencia significativa en altura, longitud y UFC's.

Con estos datos se demostró que *Prosopis* sp tiene capacidad fitoestabilizadora al encontrar mayor cantidad de metales en la raíz de las plantas y no rebasan las concentraciones en la parte aérea de plantas fitoestabilizadoras, siendo los tratamientos con 10 y 15% de composta los más óptimos para esta técnica.

De acuerdo con los datos obtenidos, de las especies estudiadas, *Prosopis* sp es la especie nativa con capacidad fitoestabilizadora, con lo cual se acepta la hipótesis planteada.

11. REFERENCIAS

- Abdelatey, L. M., Khalil, W. K., Ali, T. H., & Mahrous, K. F. (2011). Heavy metal resistance and gene expression analysis of metal resistance genes in gram-positive and gram-negative bacteria present in egyptian soils. *J. Appl. Sci. Environ. Sanit.*, 6, 201–211.
- Agnello, A. C., Bagard, M., van Hullebusch, E. D., Esposito, G., & Huguenot, D. (2016). Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. *Science of the Total Environment*, 563–564, 693–703.
- Aldrich, M. V., Ellzey, L. J. T., Peralta-Videa, J. R., Gonzalez, J. H., & Gardea-Torresdey, J. L. (2004). Lead uptake and the effects of EDTA on lead-tissue concentrations in the desert species mesquite (*Prosopis* spp.). *International Journal of Phytoremediation*, 6, 195–207.
- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. *Chemosphere*, 91, 869–881.
- Amna, Ali, N., Masood, S., Mukhtar, T., Kamran, M. A., Rafique, M., Munis, M. F. H., & Chaudhary, H. J. (2015). Differential effects of cadmium and chromium on growth, photosynthetic activity, and metal uptake of *Linum usitatissimum* in association with *Glomus intraradices*. *Environ. Monit. Assess*, 187, 1–11.
- Arango, Y. A., Urhan, J. B., Peñuela, G., & Aguirre, N. (2010). Relación entre las formas solubles de hierro y manganeso y la presencia de bacterias oxidadoras de ambos elementos en el embalse Riogrande II- Don Matías (Antioquia , Colombia). *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 45–54.
- Arias, J. A., Peralta-Videa, J. R., Ellzey, J. T., Ren, M., Viveros, M. N., & Gardea-Torresdey, J. L. (2010). Effects of *Glomus deserticola* inoculation on *Prosopis*: Enhancing chromium and lead uptake and translocation as confirmed by X-ray mapping, ICP-OES and TEM techniques. *Environmental and Experimental Botany*, 68, 139–148.
- Ayala, R. F. (1999). Primer centenario del complejo minero metalúrgico de Cananea. *Mundo Minero*, 12.
- Barbaro, L. A., Karlanian, M. A., & Mata, D. A. (2014). *Importancia del pH y la Conductividad Eléctrica (CE) en los sustratos para plantas*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Argentina: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.
- Bardin, J. A., Gore, R. J., Wegman, D. H., Kriebel, D., Woskie, S. R., & Eisen, E. A. (2005). Registry-based case—control studies of liver cancer and cancers of the biliary tract nested in a cohort of autoworkers exposed to metalworking fluids. *Scand. J. Work Environ. Health*, 31, 205–211.

- Bhojvaid, P. P., & Timmer, V. R. (1998). Soil dynamics in an age sequence of *Prosopis juliflora* planted for sodic soil restoration in India. *For. Ecol. Manag.*, 106, 181–193.
- CESPM. (2016). *Resumen de análisis físicoquímicos y microbiológicos de agua potable durante 2016*. Mexicali.
- Dean, W. E. (1974). Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology*, (44), 242–248.
- Doble, M., & Kumar, A. (2005). *Biotreatment of Industrial Effluents*. Elsevier, Butterworth-Heinemann.
- Duruibe, J. O., Ogwuegbuand, M. O. C., & Egwurugwu, J. N. (2007). Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *Int. J. Phys. Sci.*, 2, 112–118.
- Ehsan, S., Ali, S., Noreen, S., Mahmood, K., Farid, M., Ishaque, W., ... Rizwan, M. (2014). Citric acid assisted phytoremediation of cadmium by *Brassica napus* L. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 106, 164–172.
- EPA. (2000a). *Introduction to phytoremediation*. Cincinnati, Ohio. U.S.A.
- EPA. (2000b). pH in Liquid and Soil SW-846 Method 9040 (Liquid) and SW-846 Method 9045 (Soil), 9040, 1–3.
- Favas, P. J. C., Pratas, J., Varun, M., Souza, R. D., & Paul, M. S. (2014). Phytoremediation of Soils Contaminated with Metals and Metalloids at Mining Areas: Potential of Native Flora. *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination*, (3), 485–516.
- Gardea-Torresdey, J. L., Polette, L., Arteaga, S., Tiemann, K. J., Bibb, J., & Gonzalez, J. H. (1996). Determination of the content of hazardous heavy metals on *Larrea tridentata* grown around a contaminated area. *Proceedings of the HSRC/WERC Joint Conference on the Environment*, 10pp.
- Ghori, Z., Iftikhar, H., Bhatti, M. F., Nasar-Um-Minullah, Sharma, I., Kazi, A. G., & Ahmad, P. (2015). Phytoextraction: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Soil. In *Plant Metal Interaction: Emerging Remediation Techniques* (pp. 361–384). Elsevier Inc.
- González, R. C., & González-Chávez, M. C. A. (2006). Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution*, 144, 84–92.
- Gratão, P. L., Prasad, M. N. V., Lea, P. J., & Azevedo, R. . (2005). Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals in the environment. *Braz. J. Plant Physiol.*, 17, 53–64.
- Gustaitis, M. a., Lazareva, E. V., Bogush, a. a., Shuvaeva, O. V., Shcherbakova, I. N., Polyakova, E. V., ... Anoshin, G. N. (2010). Distribution of mercury and its species in the zone of sulphide tailing. *Doklady Earth Sciences*, 432, 778–782.
- Habiba, U., Ali, S., Farid, M., Shakoor, M. B., Rizwan, M., Ibrahim, M., ... Ali, B.

- (2015). EDTA enhanced plant growth, antioxidant defence system and phytoextraction of copper by *Brassica napus* L. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 22, 1534–1544.
- Harris, P. J. C., Pasiecznik, N. M., Smith, S. J., Billington, J. M., & Ramírez, L. (2003). Differentiation of *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. and *P. pallida* (H. & B. ex. Willd.) H.B.K. using foliar characters and ploidy. *Ecol. Manag.*, 180, 153–164.
- Hayes, S. M., White, S. A., Thompson, T. L., Maier, R. M., & Chorover, J. (2009). Changes in lead and zinc lability during weathering-induced acidification of desert mine tailings: Coupling chemical and micro-scale analyses. *Applied Geochemistry*, 24, 2234–2245.
- Herrera-Arreola, G., Herrera, Y., Reyes-Reyes, B. G., & Dendooven, L. (2007). Mesquite (*Prosopis juliflora* (Sw.) DC.), huisache (*Acacia farnesiana* (L.) Willd.) and catclaw (*Mimosa biuncifera* Benth.) and their effect on dynamics of carbon and nitrogen in soils of the semi-arid highlands of Durango Mexico. *J. Arid Environ.*, 69, 583–598.
- Hong, K. J., Tokunaga, S., & Kajiuchi, T. (2002). Evaluation of remediation process with plant-derived biosurfactant for recovery of heavy metals from contaminated soils. *Chemosphere*, 49, 379–387.
- INECC. (2012). Metales pesados. Retrieved from <http://www.inecc.gob.mx/sqre-temas/763-aqre-metales>
- Iqbal, M. P. (2012). Lead pollution—a risk factor for cardiovascular disease in Asian developing countries. *Pak. J. Pharm. Sci.*, 25, 289–294.
- Järup, L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *Br. Med. Bull.*, 68, 167–182.
- Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (2001). Trace Elements in Plants. In *Trace Elements in Soils and Plants* (pp. 83–34).
- Kailappan, R., Gothandapani, L., & Viswanathan, R. (2000). No Title Production of activated carbon from *Prosopis* (*Prosopis juliflora*). *Bioresour. Technol.*, 75, 241–243.
- Kamran, M. A., Mufti, R., Mubariz, N., Syed, J. H., Bano, A., Javed, M. T., & Chaudhary, H. J. (2014). The potential of the flora from different regions of Pakistan in phytoremediation: a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 21, 801–812.
- Khan, A. G., Kuek, C., Chaudhry, T. M., Khoo, C. S., & Hayes, W. J. (2000). Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere*, 41, 197–207. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00412-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00412-9)
- Luo, S., Xu, T., Chen, L., Chen, J., Rao, C., & Xiao, X. (2012). Endophyte-assisted promotion of biomass production and metal-uptake of energy crop sweet sorghum by plant-growth-promoting endophyte *Bacillus* sp. SLS18. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 93, 1745–1753.

- Ma, Y., Rajkumar, M., Zhang, C., & Freitas, H. (2016). Beneficial role of bacterial endophytes in heavy metal phytoremediation. *Journal of Environmental Management*, 174, 14–25.
- Maslin, P., & Maier, R. M. (2000). Rhamnolipid-Enhanced Mineralization of Phenanthrene in Organic-Metal Co-Contaminated Soils. *Bioremediation Journal*, 4, 295–308.
- McGrath, S. (1998). Phytoextraction for soil remediation. In R. Brooks (Ed.), *Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining*. (pp. 261–287). New York: CAB International.
- Meers, E., Ruttens, A., Hopgood, M., Lesage, E., & Tack, F. M. (2005). Potential of Brassica rapa, Cannabis sativa, Helianthus annuus and Zea mays for phytoextraction of heavy metals from calcareous dredged sediment derived soils. *Chemosphere*, 61, 561–572.
- Memon, A. R., Aktoprakligil, D., Ozdemir, A., & Vertii, A. (2001). Heavy metal accumulation and detoxification mechanisms in plants. *Turk. J. Bot.*, 25, 111–121.
- Mendez, M. O., & Maier, R. M. (2008a). Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 7, 47–59.
- Mendez, M. O., & Maier, R. M. (2008b). Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments - An emerging remediation technology. *Environmental Health Perspectives*, 116, 278–283.
- Monreal Saavedra, R., & Hernández Rábago, P. Y. (2015). *“MI MÉXICO ES MINERO”* (Tercera ed).
- Moran, R. (2001). Aproximaciones al costo económico de impactos ambientales en la minería. *Ambiente Y Desarrollo*, 17, 59–66.
- Moreno, F. N., Anderson, C. W. N., Stewart, R. B., & Robinson, B. H. (2004). Phytoremediation of Mercury-Contaminated Mine Tailings by Induced Plant-Mercury Accumulation. *Environmental Practice*, 6, 165–175.
- Nagaraju, A., & Prasad, K. S. S. (1998). Growth of Prosopis juliflora on pegmatite tailings from Nellore Mica Belt, Andhra Pradesh, India. *Environ. Geol.*, 36, 320–324.
- Navarro-Aviñó, J. P., Aguilar Alonso, I., & López-Moya, J. R. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas*, 16, 10–25.
- Nicholson, R. V. (1994). Iron-sulfide oxidation mechanism. In Chemical Weathering Rates of Silicate Minerals. *Mineralogical Society of America, Mineralogy*, 31, 73–225.

- Obiora, S. C., Chukwu, A., & Davies, T. C. (2016). Heavy metals and health risk assessment of arable soils and food crops around Pb-Zn mining localities in Enyigba, southeastern Nigeria. *Journal of African Earth Sciences*, 116, 182–189.
- Olúa Barajas, C. G., & Salazar Goycolea, F. (2005). Guía de forestación para el Municipio de Mexicali, B.C. *XVII Ayuntamiento de Mexicali, B.C.*, 25–29.
- Omura, Y., Shimotsuura, Y., Fukuoka, A., Fukuoka, H., & Nomoto, T. (1996). Significant mercury deposits in internal organs following the removal of dental amalgam, & development of pre-cancer on the gingiva and the sides of the tongue and their represented organs as a result of inadvertent exposure to strong curing light used t. *Electrother. Res*, 21, 133–160.
- Pandey, V. C. (2012). Phytoremediation of heavy metals from fly ash pond by *Azolla caroliniana*. *Ecotox. Environ. Safe.*, 82, 8–12.
- Park, J. D. (2010). Heavy metal poisoning. *Hanyang Med. Rev.*, 30, 319–325.
- Pasiecznik, N. M., Felker, P., Harris, P. J. C., Harsh, L. N., Cruz, G., Tewari, J. C., ... Maldonado, L. J. (2001). The *Prosopis juliflora*–*Prosopis pallida* Complex: A Monograph. *HDRA, Coventry, UK*, 162.
- Patnaik, P. (1997). *Handbook of enviromental analysis: chemical pollutants in air, water, soil, and solid wastes*. (C. Sweatman & N. Levine, Eds.). Boca Raton, Florida: CRC Press, Inc.
- Pennanen, T., Frostegard, A., Fritze, H., & Baath, E. (1996). Phospholipid Fatty Acid Composition and Heavy Metal Tolerance of Soil Microbial Communities along Two Heavy Metal-Polluted Gradients in Coniferous Forests. *Applied and Environmental Microbiology*, 62, 420–428.
- Piha, M. I., Vallack, H. W., Michael, N., & Reeler, B. M. (2015). A Low Input Approach to Vegetation Establishment on Mine and Coal Ash Wastes in Semi-Arid Regions. II. Lagooned Pulverized Fuel Ash in Zimbabwe, 32, 372–381.
- Pires, I. E., Andrade, G. C., & Aroujo, M. S. (1990). Genetic variation for growth characteristic in *P. juliflora* progenies. In M. A. Habit & J. C. Saavedra (Eds.), *The Current State of Knowledge on Prosopis juliflora*.
- Prasad, M. (2004). Phytoremediation of Metals and Radionuclides in the Environment: The Case for Natural Hyperaccumulators, Metal Transporters, Soil-Amending Chelators and Transgenic Plants. In *Heavy Metal Stress in Plants* (pp. 345–391).
- Rao, A. V., & Venkateswarlu, B. (1983). Microbial ecology of the soils of Indian desert. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 10, 361–369.
- Rodrigues, S., Henriques, B., Reis, A., Duarte, A., Pereira, E., & Romkens, P. F. A. M. (2012). Hg transfer from contaminated soils to plants and animals. *Environ. Chem. Lett.*, 10, 61–67.

- Römken, P., Bouwman, L., Japenga, J., & Draaisma, C. (2002). Potentials and drawbacks of chelate-enhanced phytoremediation of soils. *Environ. Pollut.*, 116, 109–121.
- Rose, A. W. and Cravota, C. A. (1998). Geochemistry of coal mine drainage. In Coal Mine Drainage Prediction and Pollution Prevention in Pennsylvania. *Pennsylvania: The Pennsylvania Department of Environmental Protection.*, 1–22.
- Rylott, E. L., & Bruce, N. C. (2009). Plants disarm soil: engineering plants for the phytoremediation of explosives. *Trends in Biotechnology*, 27, 73–81. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2008.11.001>
- Sainz, A. (2000). Estudio de la contaminación química de origen minero en el río Odiel. *Huelva: University of Huelva.*
- Sánchez, C. L. I. (2010). *Diversidad de bacterias fijadoras de nitrógeno aisladas de suelo de Chinampa y su efecto en platas de interes agricola.* Instituto Politécnico Nacional.
- Schnoor, J. L., Licht, L. a., McCutcheon, S. C., Wolfe, N. L., & Carreira, L. H. (1995). Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. *Environmental Science & Technology*, 29, 318–323.
- Semarnat. (2013). La degradación de suelos en México. *Informe de La Situación Del Medio Ambiente En México. Compendio de Estadísticas ambientales. Indicadores Clave Y de Desempeño Ambiental*, 119–154.
- SENA - Centro Nacional Minero. (2003). Fundamentos de Minería. *SENA - Centro Nacional Minero*, 30. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Senthilkumar, P., Prince, W. S. P. M., Sivakumar, S., & Subbhuraam, C. V. (2005a). *Prosopis juliflora*, a green solution to decontaminate heavy metal (Cu and Cd) contaminated soils. *Chemosphere*, 60, 1493–1496.
- Senthilkumar, P., Prince, W. S., Sivakumar, S., & Subbhuraam, C. V. (2005b). *Prosopis juliflora* - A green solution to decontaminate heavy metal (Cu and Cd) contaminated soils. *Chemosphere*, 60, 1493–1496.
- Smith, S. R., Jaffe, D. M., & Skinner, M. A. (1997). Case report of metallic mercury injury. *Pediatr. Emerg. Care*, 13, 114–116.
- Solís-Domínguez, F. A., Valentín-Vargas, A., Chorover, J., & Maier, R. M. (2011). Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on plant biomass and the rhizosphere microbial community structure of mesquite grown in acidic lead/zinc mine tailings. *Science of the Total Environment*, 409, 1009–1016.
- Solís-Domínguez, F. A., White, S. A., Hutter, T. B., Amistadi, M. K., Root, R. A., Chorover, J., & Maier, R. M. (2012). Response of key soil parameters during compost-assisted phytostabilization in extremely acidic tailings: Effect of plant species. *Environmental Science and Technology*, 46, 1019–1027.

- Stanton, J., Kent Olson, D., Brock, J. H., & Gordon, R. S. (2001). The environmental and economic feasibility of alternative crops in arid areas: considering mesquite in Baja California, Mexico. *Journal of Arid Environments*, 48, 9–22.
- Sumner, M. E. (2000). *Handbook of Soil Science*. CRC Press. USA.
- Taiwo, A. M., Gbadebo, A. M., Oyedepo, J. A., Ojekunle, Z. O., Alo, O. M., Oyeniran, A. A., ... Taiwo, O. T. (2016). Bioremediation of industrially contaminated soil using compost and plant technology. *Journal of Hazardous Materials*, 304, 166–172.
- Towill, L. E., Drury, J. S., Whitfield, B. L., Lewis, E. B., Galyan, E. L., & Hammons, A. S. (1978). Reviews of the environmental effects of pollutants: V. Cyanide. Washington, DC: 600/1-78-027, USEPA.
- Ubalua, A. O., Chijiokeand, U. C., & Ezeronye, O. U. (2007). Determination and assessment of heavy metal content in fish and shellfish in Aba river, Abia State, Nigeria. *KMITL Sci. Technol. J.*, 7, 16–23.
- Velarde, M., Felker, P., & Gardiner, D. (2005). Influence of elemental sulfur, micronutrients, phosphorus, calcium, magnesium and potassium on growth of *Prosopis alba* on high pH soils in Argentina. *J. Arid Environ.*, 62, 525–539.
- Volesky, B. (1990). Biosorption and biosorbents. In *Biosorption of Heavy Metals*. (pp. 3–5).
- von Maydell, J. H. (1986). Trees and Shrubs of the Sahel. Their Characteristics and Uses. *Deutsche Gesellschaft Für Technische Zusammenarbeit (GTZ)*. Eschborn, Germany.
- Wong, M. H. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, 50, 775–780.
- Wuana, R. A., & Okieimen, F. E. (2011). Heavy metals in contaminated soil: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for bioremediation. *ISRN Ecol.*, 20.
- Wunder, W. G. (1966). *Prosopis juliflora* (P. africana): in the arid zone of Sudan. In *Pamphlet of the Forest Research Education Project*.
- Yan-de, J., Zhen-li, H. E., & Xiao-e, Y. (2007). Role of soil rhizobacteria in phytoremediation of heavy metal contaminated soils *, 8(3), 192–207.
- Yarlagadda, P. S., Matsumoto, M. R., VanBenschoten, J. E., & Kathuria, A. (1995). Characteristics of Heavy Metals in Contaminated Soils. *Journal of Environmental Engineering*, 121, 276–286.
- Zhu, Y. L., Pilon-Smits, E. A., Jouanin, L., & Terry, N. (1999). Overexpression of glutathione synthetase in indian mustard enhances cadmium accumulation and tolerance. *Journal of Plant Physiology*, 119, 73–80.

ANEXOS

Anexo 1. Solución de calgón

- Disolver 50 gr de hexametáfosfato de sodio (Na_3PO_3)₆ en agua destilada y aforar a un litro

Anexo 2. Buffer de acetato

1. Disolver 82g de acetato de sodio trihidratado en 100 mL de agua destilada
2. Acidificar a pH 4.5 con ácido acético glacial

Anexo 3. Piridina – Ácido barbitúrico

1. Tomar 15g de ácido barbitúrico en un matraz volumétrico de 250 mL
2. Agregar de 15 a 20 mL de agua para lavar las paredes del matraz y humedecer el ácido barbitúrico
3. Agregar 75 mL de piridina y agitar la mezcla
4. Adicionar 15 mL de HCl concentrado y mezclar bien
5. Cuando el matraz se enfrié, aforar a 250 mL
6. Almacenar la solución en una botella ámbar en un refrigerador. Será estable de 4 a 5 meses

Anexo 4. Curva de calibración para cianuro total

1. Disolver 2.51 de KCN y 1.6g de NaOH en 1 L de agua destilada
2. Diluir 1 mL de la solución de cianuro a 1 L de solución diluida de NaOH (Solución secundaria de cianuro)
3. Pipetear 0, 1, 2, 5, 10, 20 y 40 mL en matraces volumétricos de 100 mL de solución secundaria de cianuro
4. Diluir a 90 mL con solución diluida de NaOH

5. Agregar buffers y reactivos
6. Aforar a 100 mL

Anexo 5. Medio 9k MSM (Minimal salts médium)

Reactivos	Contenido por litro
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	3.0 g
KCl	0.1 g
K_2HPO_4	0.5 g
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.5 g
$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.01 g
Ajustar a pH 2.3 con H_2SO_4 10 N	

$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	33.3 g
---	--------

Se esteriliza por filtración

Anexo 6. Extracto de levadura manitol-agar-rojo congo (ELMARC)

<u>Reactivos</u>	<u>Contenido por litro</u>
K_2HPO_4	1.0 g
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.2 g
NaCl	0.18 g
Manitol ($\text{C}_6\text{H}_{14}\text{O}_6$)	9.0 g
Extracto de levadura	1.5 g
Rojo congo 1:400	10 mL
Agar	15 g
Agua destilada	1000 L

Anexo 7. Análisis de varianza

Análisis de varianza (ANOVA) para materia orgánica

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	3	17.35963	5.7865432	31.18	<.0001	*
Error	8	1.4847194	0.1855899			
Total	11	18.844349				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de cianuro total

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	3	2531.539519	843.84651	1012.62	<.0001	*
Error	8	6.666667	0.833333			
Total	11	2538.206186				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de cuantificación UFC/g s.s.

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	3	17.35962953	5.7865432	31.18	<.0001	*
Error	8	1.4847194	0.1855899			
Total	11	18.84434893				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de germinación *Psorothamnus spinosus*

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	3	1074.21875	358.07292	6.67	0.0067	*
Error	12	644.53125	53.710938			
Total	15	1718.75				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de supervivencia *Psorothamnus spinosus*

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	3	7038.6875	2346.2292	2.41	0.1172	*
Error	12	11658.75	971.5625			
Total	15	18697.4375				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de germinación *Prosopis* sp

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	3	2138.671875	712.89063	3.17	0.0635	*
Error	12	2695.3125	224.60938			
Total	15	4833.984375				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de supervivencia *Prosopis* sp

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	3	16875	5625	9	0.0021	
Error	12	7500	625			
Total	15	24375				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de altura de altura *Prosopis* sp

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	2	925.16667	462.58333	9.49	0.0061	*
Error	9	438.5	48.722222			
Total	11	1363.6667				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de longitud de raíz *Prosopis* sp

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	2	573.10167	286.55083	1.94	0.1988	*
Error	9	1326.7475	147.41639			
Total	11	1899.8492				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de biomasa seca *Prosopis* sp

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	5	0.1807096	0.0361419	8.17	0.0004	*
Error	18	0.0796113	0.0044229			
Total	23	0.2603208				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de comparativo de pH inicial-final

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	5	0.7522667	0.1504533	4.58	0.0144	*
Error	12	0.3941333	0.0328444			
Total	17	1.1464				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova del comparativo de conductividad eléctrica inicial-final

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	5	0.404574	0.0809148	0.2	0.9566	NS
Error	12	4.8670259	0.4055855			
Total	17	5.2715998				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; NS= No significativo.

Anova del comparativo de UFC/g s.s. inicial-final

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	8	1.274E+11	1.593E+10	∞	<.0001	*
Error	18	0	0			
Total	26	1.274E+11				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova del número de nódulos

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	2	50	25	4.79	0.0384	*
Error	9	47	5.2222222			
Total	11	97				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de concentración de Fe en plantas

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	5	7590767.1	1518153.4	34.41	<.0001	*
Error	12	529467.71	44122.309			
Total	17	8120234.8				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de concentración de Cu en plantas

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	5	5236.7903	1047.3581	10.64	0.0004	*
Error	12	1180.8625	98.405206			
Total	17	6417.6528				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de concentración Mn en plantas

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	5	3002.0798	600.41597	2.17	0.1263	*
Error	12	3322.9697	276.91414			
Total	17	6325.0495				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de concentración de Co en plantas

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	5	12270.284	2454.0568	1.96	0.1581	*
Error	12	15051.256	1254.2713			
Total	17	27321.54				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de concentración de Ni en plantas

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	5	1537917.4	307583.48	7.86	0.0017	*
Error	12	469589.26	39132.439			
Total	17	2007506.7				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de concentración de Cd en plantas

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	5	26600.477	5320.0955	9.02	0.0009	*
Error	12	7076.909	589.74242			
Total	17	33677.386				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.

Anova de concentración de Pb en plantas

FV	GL	SC	CM	F-Valor	Pr > F	SIG
Modelo	5	114979.19	22995.838	3.18	0.0468	*
Error	12	86830.214	7235.8512			
Total	17	201809.4				

FV=Fuente de variación; GL=Grados de libertad; SC=Suma de cuadrados; CM=Cuadrado medio; F-Valor=F calculada; Pr>F= probabilidad de F; SIG=Significancia; *= Significativo.