



**Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Azcapotzalco**

División de Ciencias Básicas e Ingeniería

Tesis de Maestría en Ciencias e Ingeniería Ambientales

**“Fitorremediación de suelos contaminados con arsénico, cobre y
plomo empleando *Echeveria elegans* y *Crassula ovata*”**

Presenta:

Ing. Alexis Guzmán Guerrero

Asesoras:

Dra. Mabel Vaca Mier

Dra. María Neftalí Rojas Valencia



Mayo 2021, Ciudad de México



Resumen

El manejo inadecuado de residuos generados por la industria ha contribuido a la contaminación del suelo por metales pesados y metaloides, convirtiéndose en un problema, debido a su persistencia en el suelo por años, provocan efectos toxicológicos a plantas y animales, así como afectaciones a la salud humana. Por estas razones, es necesario la remediación de suelos contaminados. La fitorremediación es una alternativa de tratamiento de suelos contaminados rentable y amigable con el ambiente para la extracción de metales y metaloides. En este proyecto se evaluó el proceso de fitorremediación (fitoextracción y fitoestabilización) en un suelo proveniente de una industria metalmecánica contaminado con arsénico, cobre y plomo, mediante la utilización de las especies vegetales *Echeveria elegans* (echeveria) y *Crassula ovata* (árbol de jade). Se realizaron dos experimentos, uno en suelo sin adición de nutrientes y el segundo en suelo con adición de nutrientes.

Los resultados obtenidos fueron que ambas plantas tuvieron la capacidad para acumular y estabilizar As, Cu y Pb en suelo con poco o gran contenido de nutrientes. Ambos vegetales resultaron hipertolerantes de acuerdo con sus factores de bioconcentración (FBC) y factores de traslocación (FT), los cuales indican su potencial para ser utilizados en un tratamiento de fitorremediación. Es decir, fueron efectivas para la técnica de fitoestabilización a altas concentraciones de estos contaminantes. Al finalizar los seis meses de tratamiento, las concentraciones de As, Cu y Pb no se redujeron por debajo de los límites máximos permisibles en suelo industrial establecidos en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 y en la Guía de Calidad de Suelos Industriales de Canadá (el Cu no está regulado en México) en ambos experimentos. Sin embargo, se obtuvo el tiempo y la velocidad aproximados de remoción de estos contaminantes, concluyendo que el proceso sería idóneo cuando las concentraciones de los contaminantes en suelo sean menores a 4 o 5 veces, para el arsénico, 10 a 12 veces para el plomo y hasta 20 veces para el cobre.

Abstract

Inadequate management of industry-generated waste has contributed to soil contamination by heavy metals and metalloids, becoming a problem, due to its persistence in the soil for years, causing toxicological effects on plants and animals, as well as affectations on human health. For these reasons, the remediation of contaminated soils is necessary. Phytoremediation is a cost-effective and environmentally friendly alternative treatment for metal and metalloid extraction for contaminated soils. This project evaluated the process of phytoremediation (phytoextraction and phytostabilization) in a soil from a metalworking industry, contaminated with arsenic, copper and lead, using the plant species *Echeveria elegans* (echeveria) and *Crassula ovata* (jade tree). Two experiments were conducted, one in soil without the addition of nutrients and the second in soil with the addition of nutrients.

The results obtained dictated that both plants had the ability to accumulate and stabilize As, Cu and Pb in soil with little or high nutrient content. Both plants were hypertolerant according to their bioconcentration factors (BCF) and translocation factors (TF), which indicate their potential to be used in a phytoremediation treatment. That is, they were effective for the technique of phytostabilization at high concentrations of these contaminants. At the end of six months of treatment, the concentrations of As, Cu and Pb were not reduced below the maximum permissible limits in industrial soil set out in NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 and in the Canadian Industrial Soil Quality Guide (the Cu is not regulated in Mexico) in both experiments. However, the approximate time and velocity of removal of these contaminants was obtained, concluding that the process would be ideal when concentrations of pollutants were less than 4 or 5 times, for arsenic, 10 to 12 times for lead and up to 20 times for copper.

Dedicatoria

A mis padres Cande y Alejo por su amor y apoyo incondicional.

A mi hermanito Axel por compartirme su fortaleza.

A mi abuelita Marina por todas sus enseñanzas y cariño.

A mis tíos y primos por estar al pendiente de mi bienestar.

A mi abuelito Antonio y hermano Jozimar, que siempre habitan en mi memoria.

A mi querida amiga Natalie por escucharme y acompañarme en este camino.

A mi querido amigo Adat por motivarme a cumplir mis metas, a pesar de la distancia.

A mis amigos, quienes han creído en mí.

A mi fiel amigo por acompañarme en las largas noches de redacción de esta tesis.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para la realización de este proyecto.

A la Universidad Autónoma Metropolitana por compartir todos los recursos disponibles para la adquisición de conocimiento.

Al Comité del Posgrado en Ciencias e Ingeniería Ambientales por su apoyo durante todo el proceso.

A la Dra. Mabel Vaca Mier por sus palabras llenas de sabiduría y la confianza depositada en mí.

A la Dra. María Neftalí Rojas por su disposición y conocimiento compartido.

A la IQ. Silvia Martínez por su paciencia y enseñanzas.

A mis compañeros de laboratorio por su ayuda y buena vibra.

A mis nuevos amigos Sandra, Grethel, Alfredo, Saúl, Tania, Jessica, Diego, Diana y don Sergio por su apoyo y compañía durante la maestría.

A las familias Rocha Hernández y Guerrero Bello por permitirme entrar en su hogar.

Contenido

| | |
|---|----|
| Resumen | 2 |
| Abstract..... | 3 |
| Dedicatoria..... | 4 |
| Agradecimientos..... | 5 |
| Contenido | 6 |
| Índice de figuras | 8 |
| Índice de tablas | 9 |
| 1. Introducción | 11 |
| 2. Objetivos e Hipótesis | 14 |
| 2.1 Objetivo General..... | 14 |
| 2.2 Objetivos Específicos | 14 |
| 2.3 Hipótesis | 14 |
| 3. Estado del arte | 16 |
| 3.1 Suelo | 16 |
| 3.1.1 Propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo | 16 |
| 3.2 Contaminación del suelo por metales pesados y metaloides | 20 |
| 3.2.1 Efectos ambientales de los metales pesados y metaloides | 21 |
| 3.3 Fitorremediación..... | 23 |
| 3.3.1 Fitoextracción de metales y metaloides..... | 24 |
| 3.3.2 Fitoestabilización de metales y metaloides | 25 |
| 3.3.3 Adición de nutrientes..... | 26 |
| 3.4 Especies vegetales..... | 27 |
| 3.4.1 <i>Echeveria elegans</i> | 27 |
| 3.4.2 <i>Crassula ovata</i> | 27 |
| 3.4.3 Factores de bioconcentración (FBC) y traslocación (FT) | 28 |
| 3.4.4 Antecedentes..... | 29 |
| 3.4.5 Mecanismo de adaptación y tolerancia de plantas a la toxicidad de metales y metaloides..... | 30 |
| 3.4.6 Relación entre planta y microorganismos | 31 |
| 3.4.7 Cinética de fitoextracción..... | 31 |
| 3.5 Legislación ambiental en materia de suelo y subsuelo | 32 |
| Justificación | 34 |

| | | |
|-------|---|----|
| 4. | Desarrollo Experimental | 36 |
| 4.1 | Caracterización del suelo y cosustrato..... | 38 |
| 4.2 | Proceso de composteo..... | 39 |
| 4.3 | Fitorremediación..... | 39 |
| 4.4 | Determinación de metales en suelo y plantas | 40 |
| 4.5 | Diseño experimental | 41 |
| 5. | Resultados y Discusión | 43 |
| 5.1 | Caracterización del suelo sin adición de nutrientes | 43 |
| 5.2 | Suelo con adición de nutrientes | 45 |
| 5.2.1 | Caracterización del cosustrato..... | 45 |
| 5.2.2 | Proceso de composteo | 45 |
| 5.2.3 | Caracterización del suelo con adición de nutrientes..... | 46 |
| 5.3 | Disminución de metales pesados y metaloides del suelo | 47 |
| 5.3.1 | Disminución de As del suelo..... | 47 |
| 5.3.2 | Disminución de Cu del suelo..... | 49 |
| 5.3.3 | Disminución de Pb del suelo | 51 |
| 5.4 | Acumulación de metales pesados y metaloides en el tejido vegetal..... | 53 |
| 5.4.1 | Acumulación de As en las especies vegetales | 53 |
| 5.4.2 | Acumulación de Cu en las especies vegetales..... | 56 |
| 5.4.3 | Acumulación de Pb en las especies vegetales | 59 |
| 5.5 | Factores de bioconcentración y traslocación | 62 |
| 5.6 | Biomasa generada por las especies vegetales | 65 |
| 5.6.1 | Generación de residuos peligrosos | 66 |
| 5.7 | Cinética de fitoextracción | 67 |
| 6. | Conclusiones | 71 |
| | Suelo sin adición de nutrientes..... | 71 |
| | Suelo con adición de nutrientes..... | 72 |
| 7. | Referencias | 75 |
| | Apéndice..... | 88 |
| | Análisis estadístico | 88 |
| | Verificación de distribución normal..... | 89 |
| | Selección de Prueba | 90 |

Índice de figuras

| | |
|---|----|
| Figura 1. Técnicas de fitorremediación. | 25 |
| Figura 2. <i>Echeveria elegans</i> | 27 |
| Figura 3. <i>Crassula ovata</i> | 27 |
| Figura 4. Diagrama de la metodología. | 36 |
| Figura 5. Concentración de As en suelo. | 48 |
| Figura 6. Concentración de As en suelo con adición de nutrientes. | 48 |
| Figura 7. Concentración de Cu en suelo. | 50 |
| Figura 8. Concentración de Cu en suelo con adición de nutrientes. | 50 |
| Figura 9. Concentración de Pb en suelo. | 52 |
| Figura 10. Concentración de Pb en suelo con adición de nutrientes. | 52 |
| Figura 11. Concentración de As en el tejido vegetal. a) As en raíz. b) As en parte aérea. | 55 |
| Figura 12. Concentración de As en el tejido vegetal en suelo con adición de nutrientes. a) As en raíz. b) As en parte aérea. | 55 |
| Figura 13. Concentración de Cu en el tejido vegetal. a) Cu en raíz. b) Cu en parte aérea. ... | 58 |
| Figura 14. Concentración de Cu en el tejido vegetal en suelo con adición de nutrientes. a) Cu en raíz. b) Cu en parte aérea. | 58 |
| Figura 15. Concentración de Pb en el tejido vegetal. a) Pb en raíz. b) Pb en parte aérea. ... | 61 |
| Figura 16. Concentración de Pb en el tejido vegetal en suelo con adición de nutrientes. a) Pb en raíz. b) Pb en parte aérea. | 61 |
| Figura 17. Biomasa de <i>Echeveria elegans</i> | 65 |
| Figura 18. Biomasa de <i>Crassula ovata</i> | 65 |
| Figura 19. Cinética de fitoextracción de As en suelo con nutrientes. | 67 |
| Figura 20. Cinética de fitoextracción de Cu en suelo con nutrientes. | 68 |
| Figura 21. Cinética de fitoextracción de Pb en suelo con nutrientes. | 69 |

Índice de tablas

| | |
|---|----|
| Tabla 1. Características y concentración de As, Cu y Pb del suelo..... | 38 |
| Tabla 2. Especies vegetales. | 39 |
| Tabla 3. Diseño experimental. | 41 |
| Tabla 4. Caracterización inicial del suelo..... | 44 |
| Tabla 5. Concentración inicial de metales y metaloides. | 44 |
| Tabla 6. Caracterización del cosustrato. | 45 |
| Tabla 7. Caracterización del suelo con adición de nutrientes..... | 46 |
| Tabla 8. Factores de bioconcentración y traslocación..... | 62 |
| Tabla 9. Factores de bioconcentración y traslocación en suelo con adición de nutrientes... | 62 |
| Tabla 10. Resumen de resultados obtenidos..... | 64 |
| Tabla 11. Generación de residuos peligrosos. | 66 |
| Tabla 12. Verificación de la distribución normal. | 89 |
| Tabla 13. ANOVA de reducción de contaminantes en suelo. | 90 |
| Tabla 14. ANOVA de acumulación en especies en raíz..... | 91 |
| Tabla 15. ANOVA de acumulación en especies en parte aérea. | 92 |
| Tabla 16. ANOVA de la interacción entre la reducción en suelo (sin y con adición de nutrientes) y especie. | 93 |
| Tabla 17. Prueba de Kruskal Wallis de reducción de contaminantes en suelo. | 94 |



Capítulo 1



1. Introducción

La contaminación del suelo por metales pesados y metaloides es un problema originado en el manejo inadecuado de residuos generados por la industria y su persistencia en el suelo por años, ya que no son biodegradables, pero como pueden cambiar de un estado de oxidación a otro (Garbisu y Alkorta, 2003; Shah y Daverey, 2020) y se movilizan en el ambiente, provocan efectos toxicológicos a plantas y animales, así como problemas de salud humana en poblaciones aledañas a áreas contaminadas (Donati *et al.*, 2018).

Un suelo industrial está contaminado si la concentración de arsénico (As) y plomo (Pb) es mayor a 260 mg/kg y 800 mg/kg, respectivamente, conforme a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT, 2007), la cual establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio; mientras que el cobre (Cu) no está regulado en México, por lo que se puede tomar como referencia la Guía de Calidad de Suelos Industriales de Canadá, especificando como límite máximo permisible una concentración de 91 mg/kg (CCME, 1999).

El As y Pb son tóxicos para los humanos, incluso en bajas concentraciones y considerados en la lista de sustancias prioritarias que amenazan la salud, elaborada por la Agencia de Protección Ambiental y la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, de Estados Unidos de América, (EPA y ATSDR, respectivamente, por sus siglas en inglés) (ATSDR, 2019; Ullah *et al.*, 2015).

La ATSDR señala que un efecto característico de la exposición oral prolongada al arsénico son alteraciones en la piel, también se puede desarrollar cáncer (ATSDR, 2007a). La ingestión de niveles altos de cobre puede producir daño al hígado y los riñones, y en casos extremos, puede causar la muerte (ATSDR, 2004). Mientras que la ingesta de plomo afecta al sistema nervioso, causa daños en hígado y riñones, problemas reproductivos y aumento en la presión sanguínea (ATSDR, 2007b).

Los métodos convencionales de remediación incluyen lavado del suelo, la solidificación y la estabilización electrocinética, los cuales implican altos costos de operación (Sheoran *et al.*, 2011). Sin embargo, existe una alternativa rentable y amigable con el ambiente para la extracción de metales y metaloides, denominada fitorremediación, la cual es una técnica de biorremediación que utiliza una gran variedad de especies de plantas (pastos, arbustos y árboles) en asociación con microorganismos para remediar los diferentes compartimentos del ambiente (suelo, agua y aire) a través de la degradación, acumulación y estabilización de contaminantes (metales pesados, contaminantes orgánicos) (Ali *et al.*, 2013; Gomes, 2012; Pilon-Smits, 2005; Rajkumar *et al.*, 2012).

En este proyecto se evaluó el proceso de fitorremediación (fitoextracción y fitoestabilización) en un suelo proveniente de una industria metalmecánica contaminado con arsénico, cobre y plomo, mediante la utilización de las especies *Echeveria elegans* (echeveria) y *Crassula ovata* (árbol de jade), pertenecientes a la familia Crassulaceae. Estas plantas poseen características morfológicas que minimizan la pérdida de agua, como vacuolas con gran capacidad de almacenamiento de agua (suculencia) (Cushman, 2001), donde pueden acumular contaminantes (Pilon-Smits, 2005). A manera de ejemplo de las especies suculentas, *Sedum Alfredii*, *Carpobrotus rossii* y *Crassula helmsii* (Yang *et al.*, 2002; Zhang *et al.*, 2015), se ha comprobado su efectividad en la remoción de As, Cd, Zn y Pb, lo que contribuyó para la selección del tipo de plantas estudiadas en este proyecto.



Capítulo 2



2. Objetivos e Hipótesis

2.1 Objetivo General

Evaluar el proceso de fitorremediación (fitoextracción y fitoestabilización) de As, Cu y Pb presentes en un suelo industrial contaminado mediante las especies *Echeveria elegans* y *Crassula ovata*.

2.2 Objetivos Específicos

Determinar los factores de bioconcentración de As, Cu y Pb de las especies *Echeveria elegans* y *Crassula ovata*, para conocer su eficiencia de acumulación.

Determinar los factores de traslocación de As, Cu y Pb en las especies *Echeveria elegans* y *Crassula ovata*, para definir su potencial de aplicación práctica en casos reales de contaminación.

Evaluar la capacidad de remoción de As, Cu y Pb de las dos especies vegetales en presencia de mayor contenido de nutrientes (cosustrato *Agaricus bisporus* (champiñón) y urea).

2.3 Hipótesis

Las especies de *Echeveria elegans* (echeveria) y *Crassula ovata* (árbol de jade) tienen capacidad para acumular y estabilizar arsénico, cobre y plomo de suelos contaminados en cantidades suficientes para considerarse plantas hipertolerantes.



Capítulo 3



3. Estado del arte

3.1 Suelo

El suelo es un cuerpo natural compuesto de minerales, gases, agua, materia orgánica y microorganismos, tiene horizontes que se diferencian del material inicial como resultado de adiciones, pérdidas, transferencias y transformación de energía y materia; también puede soportar raíces de plantas en un ambiente natural (Soil Survey Staff, 1999; Weil y Brady, 2017).

El suelo proporciona las funciones siguientes (Nortcliff, 2002):

- Provee un entorno físico, químico y biológico para la vida de organismos.
- Regula y divide el flujo de agua, el almacenamiento y reciclaje de nutrientes y otros elementos.
- Apoya la actividad biológica y diversidad de crecimiento de plantas y productividad de animales.
- Filtra, amortigua, degrada, inmoviliza y desintoxica sustancias orgánicas e inorgánicas en cantidades limitadas.
- Proporciona apoyo mecánico para la vida de organismos y sus estructuras.

3.1.1 Propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo

3.1.1.1 Textura

La textura es la proporción de componentes inorgánicos de diferentes formas y tamaños como arena (0.05 - 2 mm), limo (0.002 - 0.05 mm) y arcilla (< 0.002 mm) en el suelo; influye en la fertilidad, retención y drenaje de agua, aireación, contenido de materia orgánica y otras propiedades (FAO, 2021).

La clase de textura es usada para brindar información acerca de las propiedades físicas del suelo. Las proporciones de arena, limo y arcilla en un suelo son utilizadas para determinar la clase de textura mediante el triángulo de texturas (Weil y Brady, 2017).

3.1.1.2 Densidad (real y aparente)

La densidad se refiere a la masa por volumen de sólidos, existen dos tipos, real y aparente. La densidad real es definida como la masa por volumen de sólidos del suelo; no es afectada por el tamaño de las partículas, el espacio poroso o la estructura del suelo, pero depende de la composición química y estructura de los minerales. La densidad aparente es la masa por volumen del suelo seco; incluye los sólidos y poros del suelo (US EPA, 1999; Weil y Brady, 2017).

3.1.1.3 Porosidad

El espacio poroso es el porcentaje del volumen del suelo no ocupado por sólidos; se obtiene por la determinación de la densidad real y aparente; incluye macroporos (mediante los cuales se drena y airea el suelo, dando paso a las raíces) y microporos (retienen agua disponible para plantas) (FAO, 2021).

3.1.1.4 Humedad

La humedad es el volumen de agua contenido en el suelo, expresado porcentualmente. El desarrollo de la biota, la acumulación y eliminación de compuestos orgánicos e inorgánicos dependen de la humedad del suelo (Lvova y Nadporozhskaya, 2017).

3.1.1.5 Capacidad de campo

La capacidad de campo es la cantidad de agua que el suelo puede retener después de saturarlo y dejarlo drenar libremente, evitando evapotranspiración y hasta que el potencial hídrico se estabilice (luego de 24 a 48 horas de la lluvia o riego). El agua que estaba en los macroporos drena por la influencia de la fuerza de gravedad (agua gravitacional), y se llenan de aire, mientras que los microporos se llenan de agua y pueden proveer a las plantas. El agua gravitacional puede incluir nutrientes y contaminantes que son dirigidos al agua subterránea (FAO, 2021; Weil y Brady, 2017).

3.1.1.6 pH

El grado de acidez o alcalinidad del suelo, expresado como pH, es el principal indicador que afecta a gran variedad de propiedades químicas y biológicas del suelo. Este indicador químico influye en la posibilidad de que las raíces de las plantas absorban tanto elementos nutritivos como tóxicos. El pH afecta la movilidad de muchos contaminantes en el suelo al influir en el grado de su descomposición bioquímica, su solubilidad y su adsorción a coloides (Weil y Brady, 2017). Para las especies catiónicas, como por ejemplo, los iones de Cu, los valores bajos de pH favorecen la movilidad y en consecuencia se presenta una mayor disponibilidad (Brokbarold *et al.*, 2012), mientras que para las especies aniónicas como las del As, la movilidad es mejorada en valores altos de pH en el suelo (Kader *et al.*, 2016).

3.1.1.7 Materia orgánica

La materia orgánica incluye materia orgánica particulada (MOP) y materia orgánica disuelta (MOD). La MOP (fracción ligera de la materia orgánica > 53 µm de diámetro) compuesta por biomasa microbiana, fragmentos de raíces e hifas de hongos (Gregorich *et al.*, 2006; Zeller y Dambrine, 2011). La MOD (fracción de materia orgánica que puede pasar a través de un filtro de 0.45 µm) está compuesta por sustancias húmicas. Las sustancias húmicas constituyen la mayor parte de materia orgánica del suelo y pueden clasificarse en ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y huminas (Sabir *et al.*, 2015; Wang y Mulligan, 2006).

La materia orgánica ayuda a formar complejos estables, mejorando la capacidad de retención del agua, y aportando nutrientes (nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), azufre (S)), participando en los ciclos de nutrientes (Guerriero *et al.*, 2020), y para el desarrollo de todos los organismos heterótrofos del suelo, los cuales son necesarios para la humificación y mineralización de sustratos húmicos que conducen a la producción de humus estable, compuestos orgánicos degradables y dióxido de carbono (Sherameti y Varma, 2010).

La materia orgánica produce efectos positivos en la disponibilidad de los metales pesados y metaloides cambiando su movilidad en el suelo. Esto se debe a la capacidad de retención de metales que posee la materia orgánica por su capacidad de intercambio y de formación de quelatos estables con metales pesados y metaloides (Bernal *et al.*, 2007).

3.1.1.8 Nutrientes (nitrógeno y fósforo)

La deficiencia de nitrógeno y fósforo en el suelo puede limitar la degradación de los contaminantes. Las condiciones óptimas para la biodegradación se obtienen mediante la relación C:N que es de 100:15 (Filler *et al.*, 2001; Weil y Brady, 2017).

El nitrógeno es un importante nutriente para las plantas y microorganismos del suelo. El amonio y los nitratos son fuentes de N disponible para las plantas; producidos por la mineralización de compuestos orgánicos (Sherameti y Varma, 2010).

El fósforo existe en fracción orgánica e inorgánica. La fracción orgánica se deriva de residuos de plantas, tejidos de fauna y residuos resistentes a la hidrólisis. Por otro lado, la fracción inorgánica consiste en fosfatos de Ca, Al y Fe (Sherameti y Varma, 2010).

3.1.1.9 Microorganismos

Los organismos que habitan el suelo determinan la circulación de nutrientes y de carbono (FAO, 2021). La vegetación y la biota afectan el desarrollo del suelo por meteorización y controlando la acumulación de materia orgánica y mineralización (Weil y Brady, 2017).

Los microorganismos pueden modificar su ambiente físico y químico; disuelven y alteran minerales derivados del material parental, contribuyendo a la mineralización de la materia orgánica y reciclaje de nutrientes (Sherameti y Varma, 2010).

3.2 Contaminación del suelo por metales pesados y metaloides

La concentración de metales pesados y metaloides en el suelo se divide en total y disponible (fracción disponible para las plantas). La concentración total incluye todas las formas posibles en el suelo como iones unidos a minerales, arcillas, óxidos, carbonatos y materia orgánica, así como iones libres, además de complejos orgánicos e inorgánicos solubles en la solución del suelo. La concentración disponible está en forma iones libres, complejos solubles o formas lábiles (Alloway, 2013).

La movilidad y disponibilidad de metales pesados y metaloides en el suelo depende de su estado de oxidación y parámetros del suelo como pH, potencial redox, capacidad de intercambio catiónico, materia orgánica, contenido de arcilla, actividad microbiana, micronutrientes, contenido de agua disponible, temperatura y presencia de óxidos, hidróxidos y carbonatos (Clemente *et al.*, 2005; Galán y Romero, 2004; M. Kader *et al.*, 2016; Reichman, 2002; Young, 2013). Además la salinidad incrementa la movilidad de metales y metaloides, debido a su complejación con sulfatos y cloruros; y a la competencia entre el magnesio y el calcio por los sitios de adsorción del suelo (Acosta *et al.*, 2011).

Los principales procesos químicos que controlan la movilidad y disponibilidad de los metales y metaloides en el suelo son la precipitación-disolución, la adsorción-desorción y la quelación-complejación (Young, 2013)

3.2.1 Efectos ambientales de los metales pesados y metaloides

3.2.1.1 Arsénico (As)

El arseniato y el arsenito son las formas inorgánicas fitodisponibles de As presentes en la solución del suelo. Con el incremento de pH, la solubilidad del arseniato incrementa y la del arsenito decrece (Tripathi *et al.*, 2007).

El As no es un nutriente esencial y es tóxico para plantas y animales, incluso en bajas concentraciones (Singh *et al.*, 2011); es la sustancia más tóxica de acuerdo con la Lista de Sustancias Prioritarias 2019 de la ATSDR. Por otro lado, la Agencia Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (IARC) lo clasificó en el grupo I carcinógeno para el humano, asociado con cáncer de piel, de pulmón, de hígado, de vejiga, de colon, de riñón y de próstata (ATSDR, 2019).

3.2.1.2 Cobre (Cu)

El cobre es un micronutriente que participa en procesos fisiológicos de las plantas (fotosíntesis, respiración, distribución de carbohidratos, actividad antioxidante, metabolismo de la pared celular y del nitrógeno), incluyendo resistencia a enfermedades (Kabata-Pendias, 2010; Pilon *et al.*, 2006), pero en exceso es tóxico (Singh *et al.*, 2011); tiene la habilidad de formar quelatos muy estables con la materia orgánica (con ácidos húmicos y fúlvicos) y los hidróxidos del suelo, únicamente una pequeña porción puede estar en forma iónica (Cu^{2+}) en la solución del suelo (Guerriero *et al.*, 2020; Koen Oorts, 2013).

Altos niveles de Cu pueden causar daño celular, en el cerebro y riñones, anemia severa, irritación intestinal y la enfermedad de Wilson (Salem *et al.*, 2000; Yruela, 2015).

3.2.1.3 Plomo (Pb)

El plomo se encuentra en el suelo como precipitados insolubles (fosfatos, carbonatos e hidróxidos-óxidos), los cuales en gran parte no están disponibles para la absorción por las plantas (Pichtel *et al.*, 2000). El Pb está ligado con óxidos de manganeso a bajo pH y óxidos de hierro a pH > 7 (Alloway, 2013). Conforme con Wierzbicka *et al.* (2007), sólo el 2.4 % de Pb en el suelo está en forma soluble y el 0.14 % en forma intercambiable de la concentración total.

El plomo no tiene alguna función en las plantas, pero afecta sus procesos fisiológicos, provocando la generación de radicales libres de oxígeno mejor conocidos como especies reactivas al oxígeno (ROS por sus siglas en inglés) y alteraciones a membranas lipídicas que finalmente dañan el funcionamiento de la fotosíntesis y la clorofila, así como su crecimiento (Tripathi *et al.*, 2016).

El Pb afecta a los microorganismos del suelo reduciendo su biomasa (Shi *et al.*, 2002), su actividad, y cambia la estructura y diversidad de las comunidades (Renella *et al.*, 2005).

En el humano puede resultar en una falla renal, enfermedad cardiovascular y causa reducción de inteligencia, pérdida de memoria a corto plazo, problemas de coordinación y decrece la habilidad de aprendizaje en niños (Salem *et al.*, 2000).

3.3 Fitorremediación

La fitorremediación es un método de biorrestauración que utiliza una gran variedad de especies de plantas (pastos, arbustos y árboles) en asociación con microorganismos para remediar el ambiente (suelo, agua y aire) a través de la degradación, acumulación y estabilización de contaminantes (metales pesados, contaminantes orgánicos, etc.), y representa una alternativa rentable y amigable con el ambiente (Ali *et al.*, 2013; Gomes, 2012; Pilon-Smits, 2005; Rajkumar *et al.*, 2012).

Las técnicas de fitorremediación son fitoextracción (acumulación de contaminantes en parte aérea de las especies vegetales), fitofiltración (remoción de contaminantes de aguas superficiales o residuales), fitoestabilización (estabilización de los contaminantes en suelo por medio de las raíces de las plantas), fitovolatilización (conversión de contaminantes en forma volátil y liberación a la atmósfera), y fitodegradación (degradación de contaminantes orgánicos por enzimas de las plantas), rizodegradación (degradación de contaminantes orgánicos por microorganismos rizosféricos), fitodesalinización (remoción de exceso de sales por plantas halófitas) (Ali *et al.*, 2013; Alkorta *et al.*, 2004).

Las plantas que se emplean en la fitorremediación se dividen en tres categorías conforme a su respuesta a metales pesados y metaloides (Leitenmaier y Küpper, 2013):

- Indicadoras: son sensibles a metales y metaloides y se utilizan como indicador para la disponibilidad de metales pesados en el suelo o agua.
- Excluseras: son tolerantes a metales y metaloides hasta ciertos límites por exclusión o bloqueando su entrada en la célula. También son conocidas como hipertolerantes.
- Hiperacumuladoras: son las más importantes, no únicamente toleran concentraciones excesivas de metales y metaloides, también los acumulan en su parte aérea.

Una planta hiperacumuladora es aquella que concentra en su tejido más de 100 mg/kg de Cd, más de 1000 mg/kg de Ni, Cu y Pb o más de 10000 mg/kg de Zn y Mn en base seca (Baker y Brooks, 1989). Existe otro criterio que especifica que una especie hiperacumuladora es aquella que crece en su hábitat natural y concentra metales y metaloides en la parte aérea en base seca: 100 mg/kg de Cd, Se y Tl, 300 mg/kg de Co, Cu y Cr, 1000 mg/kg de Ni, Pb y As, 3000 mg/kg de Zn o 10000 mg/kg Mn (van der Ent *et al.*, 2013). Además, acepta grandes cantidades de metales o metaloides en el follaje durante su crecimiento y reproducción (Baker y Whiting, 2002).

3.3.1 Fitoextracción de metales y metaloides

La fitoextracción (también conocida como fitoacumulación, fitoabsorción o fitosecuestración) es la absorción de contaminantes desde diferentes medios (suelo, agua o sedimentos) por medio de las raíces, traslocándolos y acumulándolos en el tejido superior (tallos, hojas o flores) de las plantas (Pandey y Bajpai, 2019; Yoon *et al.*, 2006).

La traslocación de metales y metaloides a la parte aérea es un proceso bioquímico necesario para una efectiva fitoextracción, porque la cosecha de la biomasa de la raíz generalmente no es factible (Tangahu *et al.*, 2011; Zacchini *et al.*, 2009). Asimismo, la eficiencia de la fitoextracción de metales pesados y metaloides depende de su biodisponibilidad para la absorción de plantas, propiedades del suelo, la especie vegetal y especiación de los metales y metaloides (Ali *et al.*, 2013).

Las plantas adecuadas para la fitoextracción deben tener las características siguientes (Adesodun *et al.*, 2010; Sakakibara *et al.*, 2011; Shabani y Sayadi, 2012; Tong *et al.*, 2004):

- ❖ Tasa de crecimiento rápido.
- ❖ Elevada producción de biomasa.
- ❖ Hiperacumulación de metales pesados.
- ❖ Amplia distribución.
- ❖ Traslocación de metales de raíz a tallo.
- ❖ Tolerancia a efectos tóxicos.
- ❖ Resistencia a patógenos y plagas.
- ❖ Buena adaptación a condiciones climáticas.
- ❖ Facilidad de cultivo y cosecha.
- ❖ Mínima atracción hacia a herbívoros para evitar que los metales entren a la cadena alimenticia.

Las plantas pueden liberar sustancias orgánicas solubles de sus raíces (exudados) de bajo peso molecular (ácidos orgánicos), de alto peso molecular (polisacáridos) y otras sustancias que pueden formar complejos con metales pesados y metaloides. Estos exudados pueden afectar la solubilidad, la movilidad y la fitodisponibilidad de los metales pesados y metaloides (Bertin *et al.*, 2003).

La materia orgánica como ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y ácidos orgánicos, producidos durante la descomposición de materia orgánica, o los exudados de las raíces de las plantas, pueden servir como ligandos a quelatos de metales en el suelo (He *et al.*, 2005)

Es importante denotar que la magnitud de acumulación de metales pesados y metaloides, para el mismo metal varía entre especies vegetales y variedades cultivadas de la misma especie, aún después de crecer en el mismo sitio (Lone *et al.*, 2008).

3.3.2 Fitoestabilización de metales y metaloides

La fitoestabilización o fitoinmovilización es la técnica para estabilizar a los metales y metaloides mediante una cubierta vegetal, reduciendo su movilidad y biodisponibilidad, evitando así su migración a las aguas subterráneas o su entrada en la cadena trófica (Erakhrumen, 2007). Las plantas pueden inmovilizar los metales pesados y metaloides en los suelos a través de la sorción por las raíces, la precipitación, la complejación o la reducción de la valencia metálica en la rizósfera (Wuana y Okieimen, 2011; Yoon *et al.*, 2006).

La estabilización vegetal mejora las propiedades químicas y biológicas del sitio mediante un aumento de materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico y actividad microbiológica (Lutts y Lefèvre, 2015).

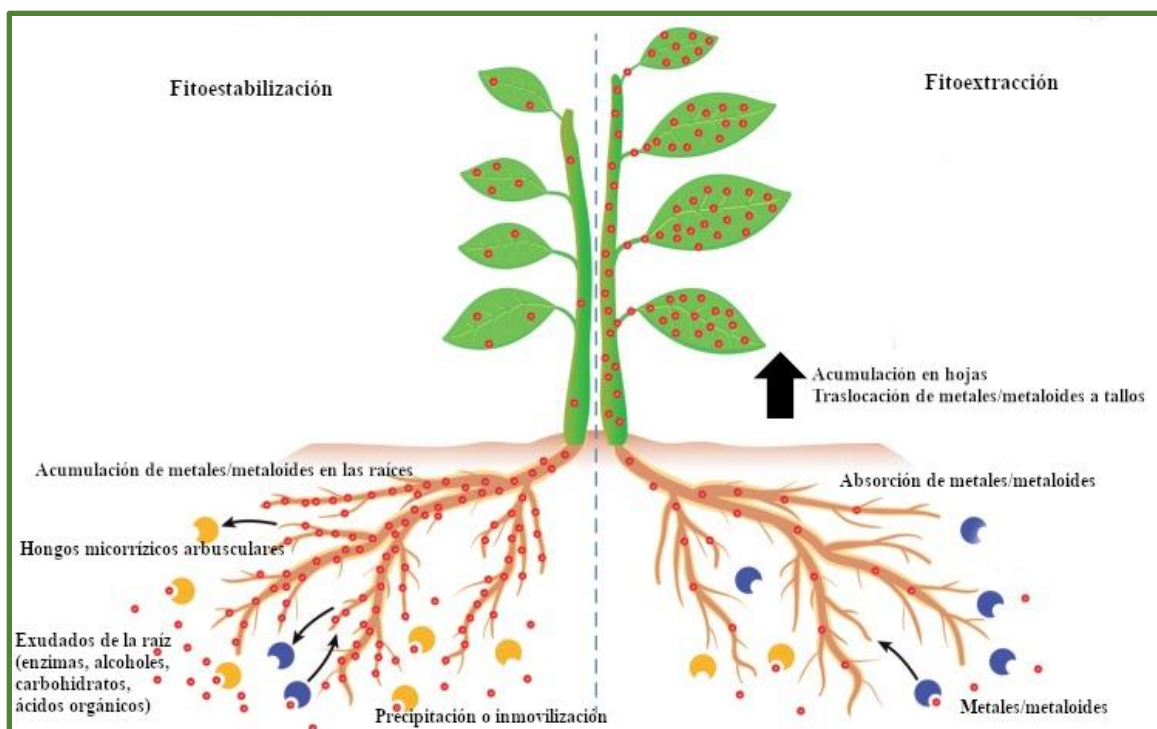


Figura 1. Técnicas de fitorremediación.
Fuente: Modificado de Lutts y Lefèvre (2015).

Los exudados de los hongos micorrízicos arbusculares reducen la disponibilidad de los metales y metaloides en la fitoestabilización. Los exudados de la raíz incrementan la biodisponibilidad de los metales para acumularlos en los tejidos vegetales y los hongos micorrízicos arbusculares promueven el crecimiento de las plantas en la fitoextracción (Figura 1) (Göhre y Paszkowski, 2006; Hildebrandt *et al.*, 2007).

3.3.3 Adición de nutrientes

Se puede mejorar la capacidad de fitoextracción de las especies mediante enmiendas, logrando aumentar la capacidad de absorción de las plantas, incrementando su crecimiento (Chirakkara *et al.*, 2016).

La adición de mejoradores incrementa los nutrientes (nitrógeno y fósforo), mejora el contenido de materia orgánica y restablece las poblaciones microbianas (US EPA, 2007b) . El uso de enmiendas y la presencia de raíces pueden influir en la estructura de la comunidad microbiana presente en el suelo. Este hecho puede ser de gran importancia en la remediación del suelo porque los microorganismos tienen un papel fundamental en la renovación de los nutrientes y el desarrollo de la planta (Pérez-De-Mora *et al.*, 2006).

La incorporación de materia orgánica puede influir en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Los cambios en el suelo se pueden observar a largo plazo en vez de inmediatamente después de la aplicación, ya que la materia orgánica en transformación incrementa la movilidad de los metales y metaloides debido a la disminución de ésta y a la alteración del pH. Por lo que la adsorción de metales depende del tipo de metal, de las propiedades del suelo, la concentración de metales y metaloides, el contenido de materia orgánica, el grado de humificación de la materia orgánica y su impacto en el pH (Sabir *et al.*, 2015).

3.4 Especies vegetales

Las especies vegetales empleadas son de la familia Crassulaceae que, debido a su succulencia, tienen la capacidad de almacenar agua y se adaptan a los ambientes áridos. La succulencia se relaciona con el metabolismo ácido de las crasuláceas ya que permite que las plantas maximicen la eficiencia de uso de agua (Reyes *et al.*, 2011).

La succulencia en las hojas puede ayudar a diluir los iones tóxicos acumulados en las hojas y mantener el contenido de agua, evitando el bajo potencial hídrico relacionado con la acumulación de iones compatibles. Los tallos contienen células expandidas que proveen suficiente espacio para acumular iones tóxicos (Lutts y Lefèvre, 2015).

3.4.1 *Echeveria elegans*

Las plantas del género *Echeveria* (Figura 2) tienen un arreglo de hojas en forma de rosetas densas, que evita su marchitamiento por desecación (Reyes *et al.*, 2011).



Figura 2. *Echeveria elegans*.

3.4.2 *Crassula ovata*



Figura 3. *Crassula ovata*.

Las plantas del género *Crassula* (Figura 3) han desarrollado poros especializados llamados hidátodos (similares a las estomas en apariencia, pero más grandes). Los hidátodos suelen estar conectados al tejido vascular, y se ha sugerido que los hidátodos pueden ser capaces de absorber la humedad depositada en las hojas por el rocío o la niebla (Jones, 2011), los cuales podrían ser utilizados como almacenadores de metales y metaloides.

3.4.3 Factores de bioconcentración (FBC) y traslocación (FT)

Para determinar el potencial de una especie vegetal capaz de ser utilizada en un tratamiento de fitorremediación, se deben tener presente los siguientes parámetros: el factor de bioconcentración (FBC) y el factor de traslocación (FT). El factor de bioconcentración (FBC), indica la eficiencia de una especie vegetal para acumular un metal o metaloide en sus tejidos provenientes del suelo, y el factor de traslocación (FT), indica la eficiencia de la planta para transportar un metal o metaloide acumulado en la raíz a la parte aérea (Ali *et al.*, 2013).

Los factores de bioconcentración y traslocación se obtuvieron mediante las siguientes operaciones (Ali *et al.*, 2013).

$$\text{FBC} = \frac{\text{Concentración en tejidos de la planta}}{\text{Concentración en suelo}}$$

$$\text{FT} = \frac{\text{Concentración en parte aérea}}{\text{Concentración en raíz}}$$

La evaluación y la selección de plantas con fines de fitorremediación dependen completamente del FBC y los valores de FT (Wu *et al.*, 2011).

El factor de traslocación con valor mayor que uno indica la traslocación del metal de la raíz a la parte aérea (Jamil *et al.*, 2009). Según Yoon *et al.* (2006), sólo las especies vegetales con ambos FBC y FT mayores que uno tienen el potencial de ser utilizados para la fitoextracción.

3.4.4 Antecedentes

Se han realizado diversos estudios de fitorremediación con variadas especies vegetales y diferentes metales pesados y metaloides.

Yang *et al.* (2002) mostraron que la especie hiperacumuladora de Zn y Cd *Sedum alfredi hance* acumuló Pb en un intervalo de 63.3 a 1,182 mg/kg en tallo (3,525-13,825 mg/kg en el tejido) y mostró un FBC de 0.01 a 0.34. Mientras Xv *et al.* (2020) evaluaron su tolerancia y habilidad de acumulación del Cu, en un suelo contaminado con 3,897 mg/kg de Cu disponible, después de seis meses de fitorremediación el metal se acumuló en las raíces y se trasladó a las partes aéreas una cantidad mínima.

Elhag *et al.* (2018) investigaron la habilidad de fitoextracción del *Aloe vera* en un suelo árido contaminado con As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg y Ni (1,500 mg/kg de cada elemento), con un tiempo de contacto de un año y cuatro cosechas. La especie acumuló una mayor cantidad de As en comparación con los otros elementos, alcanzó la máxima concentración a los 6 meses. La máxima concentración de Cu y Pb se observó a los 3 meses, mientras que los FBC fueron > 1 para As, Cu y Pb, en el caso de los FT fueron > 1 para Cu y Pb, pero para As se obtuvo un valor < 1.

En el 2018 Negi reportó la habilidad de la especie *Portulaca oleracea* para extraer As, Cd, Cu, y Pb de dos sitios con diferentes concentraciones, el primer sitio contenía 193 mg As/kg, 144 mg Cd/kg, 109 mg Cu/kg y 178.8 mg Pb/kg, el segundo 154 mg As/kg, 137 mg Cd/kg 94.2 mg Cu/kg y 144.7 mg Pb/kg, al final del tiempo de exposición la especie acumuló más metales y metaloides en el tallo que en la raíz y hojas. Los factores de bioconcentración (FBC) fueron de 0.18 para As, Cd y Pb, mientras que para Cu fue de 0.19, en el caso de los factores de traslocación (FT) de 2.57 para As, 2.55 para Cd, 2.95 para Cu y 2.71 para Pb.

Karami *et al.* (2011) evaluaron el potencial de composta de residuos verdes y biocarbón para regular la movilidad de Cu y Pb, y su absorción mediante *Lolium perenne* (pasto) en un suelo contaminado con Cu (600 mg/kg) y Pb (21,000 mg/kg), realizaron tres cosechas, la adición de la composta mejoró las propiedades fisicoquímicas del suelo, como el incremento de materia orgánica, N y P, por ende se mejoró el crecimiento de las especies, en contraste con el biocarbón que contiene bajos niveles de N y P. Las concentraciones fueron bajas en el tejido superior.

Se ha demostrado la efectividad de diversas plantas acumuladoras, así como la adición de sustratos para incrementar la eficiencia de la fitorremediación, la elección de las especies *Echeveria elegans* (echeveria) y *Crassula ovata* (árbol de jade) se debe a que se ha reportado que las plantas de la familia Crassulaceae poseen una capacidad de hiperacumulación, debido a su metabolismo ácido de las crasuláceas, correlacionado con diversas características morfológicas que minimizan la pérdida de agua (Cushman, 2001; Zhou y Qiu, 2005).

3.4.5 Mecanismo de adaptación y tolerancia de plantas a la toxicidad de metales y metaloides

La toxicidad en plantas ocasionada por los metales y metaloides depende de factores como la concentración, el tiempo de exposición, el estado de oxidación de los metales, especies vegetales y su estado de desarrollo (Singh *et al.*, 2015). Algunos de los síntomas de toxicidad en las plantas son la reducción y/o inhibición de la germinación y crecimiento, la baja acumulación de biomasa, el marchitamiento, la clorosis, la reducción de la tasa de fotosíntesis, el desequilibrio en la absorción y transporte de agua y nutrientes, la perturbación de la integridad de la membrana, la alteración de las funciones de las proteínas y enzimas, el estrés oxidativo y la senescencia, que consecuentemente causa la muerte de las plantas (Chandrakar *et al.*, 2016; Xalxo y Sahu, 2017).

Los metales pesados y metaloides pueden causar toxicidad severa en plantas por inhibición de enzimas, alterando el mecanismo de defensa como resultado de la producción de especies reactivas al oxígeno (ROS, proveniente del inglés *Reactive Oxygen Species*) como oxígeno (O_2), superóxido ($O_2^{\cdot-}$), radicales hidroxilos ($\cdot OH$) y peróxido de hidrogeno (H_2O_2) (Sharma *et al.*, 2012), causantes de estrés oxidativo (Babula *et al.*, 2009; Chaffai y Koyama, 2011; Van Assche y Clijsters, 1990). Según Hu *et al.* (2012) para afrontar la toxicidad, se incrementa la actividad de enzimas antioxidantes (peroxidasa y superóxido dismutasa) de las plantas.

El mecanismo de fitoextracción de metales pesados y metaloides consiste en cinco aspectos principales (Ali *et al.*, 2013):

- Movilización de metales y metaloides en la rizósfera.
- Absorción de iones metálicos por las raíces de las plantas.
- Traslocación de metales y metaloides desde la raíz hacia la parte aérea de la planta.
- Retención de metales y metaloides en tejidos de la planta.
- Tolerancia a metales y metaloides.

Los iones de metales y metaloides que se encuentran solubles en la solución del suelo, se inmovilizan mediante la adsorción en raíces, absorción y acumulación por raíces, o precipitación en la rizósfera (Etim, 2012).

El proceso de traslocación (de la raíz a la parte aérea) de los metales y metaloides es controlado por la presión de las raíces y la transpiración de las hojas. El transporte es por medio de la xilema (tejido vegetal) (Clemens *et al.*, 2002). Durante el traslado pueden complejarse con ligandos orgánicos, convirtiéndose en una forma menos tóxica del metal (Peer *et al.*, 2005). Al llegar a los tejidos de las hojas son llevados a compartimentos extracelulares o subcelulares como las vacuolas. Son distribuidos en el tejido foliar a través del apoplasto (espacio extracelular) (Mahmood, 2010).

3.4.6 Relación entre planta y microorganismos

Las plantas y los microorganismos tienen una relación simbiótica, mediante el desarrollo de las raíces se airea el suelo y sus exudados proveen nutrientes que estimulan la actividad microbiana. Así se logra que la rizósfera contenga un número significativo de microorganismos activos (Anderson *et al.*, 1993; Susarla *et al.*, 2002).

Los hongos micorrícicos son microorganismos que habitan en la rizósfera y viven en asociación con la mayoría de las plantas. La simbiosis entre el hongo y las raíces beneficia a la planta con mayor absorción de nutrientes (N, P, K, Ca, S, Zn, Co, Ni y Cu) disponibles en una red de hifas (Sheng y Xia, 2006; Zaidi *et al.*, 2006). Además, pueden modificar la composición química de los exudados de la raíz y pH del suelo, por lo tanto, la biodisponibilidad de los metales pesados y metaloides en el suelo. Desempeñan un papel protector contra el exceso de metales y tienen un valor nutricional en la adquisición de elementos esenciales, que suelen estar presentes en baja concentración comparado con los metales no esenciales en suelos contaminados (Sherameti y Varma, 2010)

3.4.7 Cinética de fitoextracción

Las plantas pueden acumular metales y metaloides mediante mecanismos de defensa, que utilizan sistemas de transporte que generalmente siguen la cinética de Michaelis-Menten (Guterres *et al.*, 2019), la cual describe la velocidad de remoción del metal o metaloide (mg/h) conforme a la siguiente ecuación (Dowd y Riggs, 1965):

$$V = \frac{V_{\max} C}{k_m + C} M$$

Donde V_{\max} es la velocidad máxima de remoción (mg/kg h), K_m es la constante cinética de saturación (mg/kg), C es la concentración del metal o metaloide (mg/kg) y M es la biomasa de la planta en base seca (kg). Todos estos términos son necesarios para conocer el tiempo aproximado de remoción.

3.5 Legislación ambiental en materia de suelo y subsuelo

La prevención y el control de la contaminación del suelo están considerados en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, la cual señala en el artículo 3 fracción XXXIII, *que los residuos peligrosos son aquellos que posean alguna de las características de corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad, inflamabilidad o que contengan agentes infecciosos que le confieran peligrosidad, así como envases, recipientes, embalajes y suelos que hayan sido contaminados cuando se transfieran a otro sitio y por tanto, representan un peligro al equilibrio ecológico o el ambiente.* Asimismo, en el artículo 134 fracción V, se considera que *ante la contaminación del suelo por la presencia de materiales o residuos peligrosos es necesario realizar acciones para restablecer sus condiciones, para ser utilizados.* Por lo que en el artículo 152 bis se especifica que *los responsables de generación, manejo o disposición final de materiales o residuos peligrosos deberán llevar a cabo dichas acciones* (DOF, 2021a).

Otra ley federal que regula en esta materia, es la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, menciona en el artículo 68 a *quienes resulten responsables de la contaminación de un sitio, así como de daños a la salud como consecuencia de ésta, estarán obligados a reparar el daño causado.* Además, en el Reglamento de esta Ley en el artículo 40, se indica que *la mezcla de suelos con residuos peligrosos listados será considerada como residuo peligroso, y se manejará como tal cuando se transfiera.* Los residuos peligrosos provenientes de la industria minero-metalúrgica y aquéllos integrados en lodos y aguas residuales, se regularán en las normas oficiales mexicanas correspondientes (DOF, 2014, 2021b).

La Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005 que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos; menciona que un residuo peligroso es considerado como tal, si presenta una característica de corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad ambiental, inflamabilidad o biológico-infecciosa. Por lo tanto, al suelo contaminado se le realiza el Procedimiento de Extracción de Constituyentes Tóxicos (PECT), que permite determinar la movilidad de los constituyentes de un residuo, que lo hacen peligroso por su toxicidad al ambiente, dando lugar el extracto PECT (lixiviado a partir del cual se determinan los constituyentes tóxicos de un residuo y su concentración), el cual contiene cualquiera de los constituyentes tóxicos listados en una concentración mayor a los límites máximos permisibles (LMP). De acuerdo con esta norma, los constituyentes tóxicos del suelo, de importancia para esta investigación, son el arsénico y el plomo que sobrepasan los LMP de 5 mg/L en el extracto PECT (SEMARNAT, 2006).

El suelo industrial analizado sobrepasó la concentración de 260 mg As/kg y 800 mg Pb/kg, indicadas como concentraciones de referencia totales (por encima de las cuales se considera existe riesgo de que se generen efectos adversos para la salud) para suelo de uso industrial en la Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio (SEMARNAT, 2007). El Cu no está incluido en esta Norma, por lo que se emplearon los criterios de la Guía de Calidad de Suelos Industriales de Canadá, que señala una concentración de 91 mg Cu/kg en suelo industrial (CCME, 1999).

Justificación

En México en los últimos años la industria ha crecido (incluyendo el sector metal mecánico) de acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2018), esto conlleva al aumento en su generación de residuos, por ende, el riesgo de contaminación de suelo y subsuelo es mayor, debido al mal manejo de los residuos, y por ende al incumplimiento de normas en esta materia.

La contaminación del suelo por metales pesados y metaloides no es un evento aislado, ya que éstos pueden transportarse hacia otros medios, mediante el agua pluvial, provocando la contaminación de mantos acuíferos; posteriormente el agua subterránea llega a pozos en poblaciones aledañas a la industria. De esta forma estos contaminantes pueden entrar en contacto con los habitantes, provocando daños severos a la salud (SEMARNAT, 2007). Por lo tanto, es importante la implementación de una técnica de remediación para el control de la contaminación.

En este proyecto se estudió la fitorremediación (fitoextracción y fitoestabilización) de un suelo industrial contaminado con As, Cu y Pb y se emplearon las plantas *Echeveria elegans* (echeveria) y *Crassula ovata* (árbol de jade). Ambas especies tienen tallo y hojas suculentos, además son consideradas plantas no comestibles, aspectos que motivaron su selección para este estudio.



Capítulo 4



4. Desarrollo Experimental

La secuencia de la metodología experimental que se siguió en este proyecto se puede observar en la Figura 4.

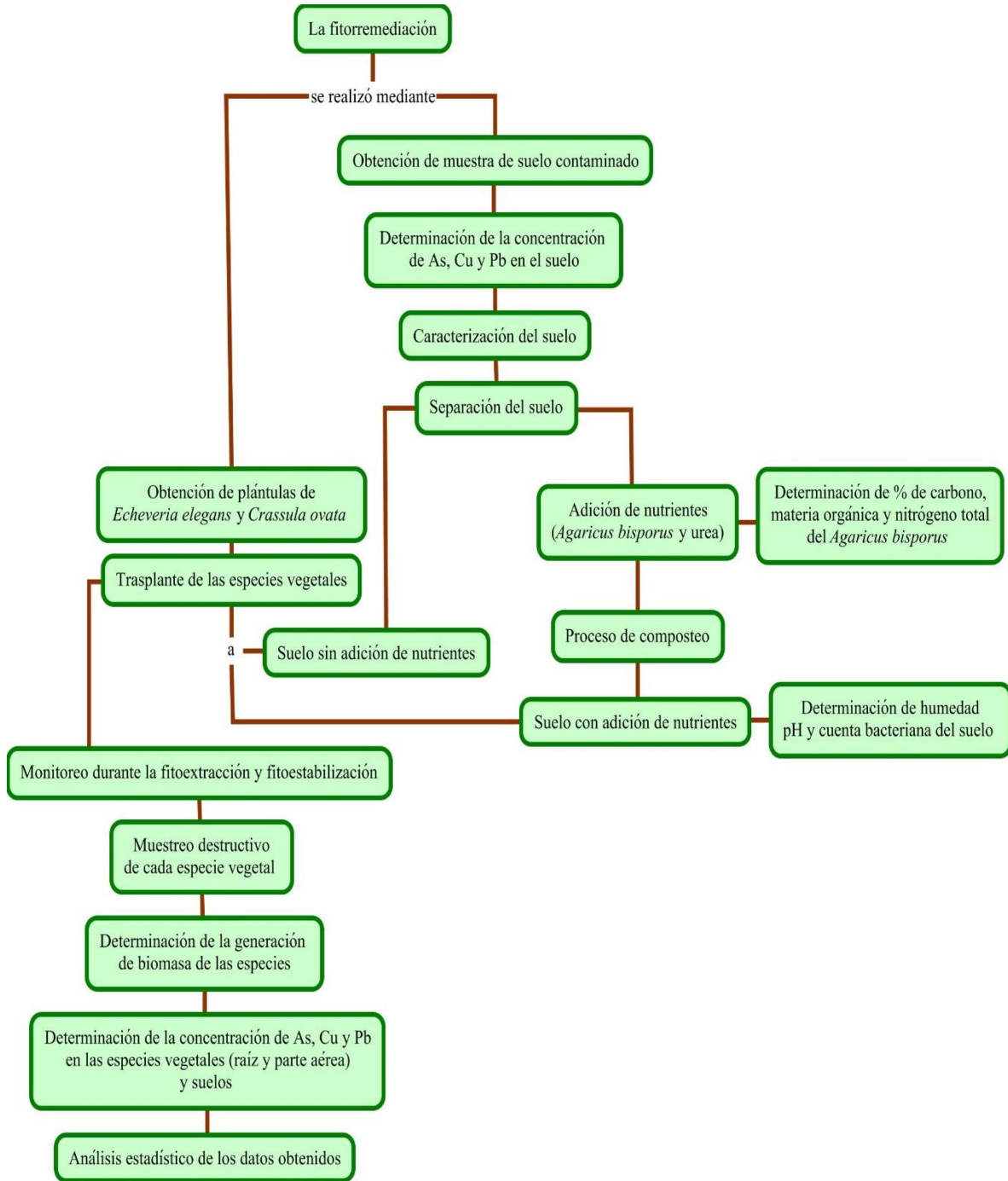


Figura 4. Diagrama de la metodología.

Para el desarrollo de este proyecto se obtuvo una muestra de suelo de una industria metal mecánica, el cual estaba contaminado con metales pesados y metaloides (As, Cu y Pb). Para determinar la eficiencia de fitoextracción de metales y metaloides de las especies vegetales *Echeveria elegans*, y *Crassula ovata* se llevaron a cabo dos conjuntos de experimentos en el invernadero del Laboratorio de Calidad de Agua y Residuos de la UAM-A.

En el primer experimento, el suelo se utilizó como se consiguió del sitio, en contraste con el segundo experimento, donde al suelo se le adicionaron nutrientes (cosustrato *Agaricus bisporus* (champiñones) y urea). A los champiñones se les determinó contenido de nutrientes, posteriormente se realizó el proceso de composteo y se determinaron los parámetros de humedad, pH y cuenta microbiana del suelo. Después se obtuvieron las plántulas y se trasplantaron a los suelos contaminados (sin y con adición de nutrientes), se monitoreó a las especies durante seis meses, se realizaron muestreos destructivos cada mes, se determinó la generación de biomasa y la concentración de As, Cu y Pb en suelos, raíz y parte aérea de las plantas. Por último, se llevó a cabo el análisis estadístico de los datos obtenidos.

A continuación, se describen en detalle los pasos metodológicos.

4.1 Caracterización del suelo y cosustrato

Se realizó la caracterización física y química del suelo al inicio y después de la adición del cosustrato *Agaricus bisporus* (humedad, pH y cuenta microbiológica). Además, se determinaron los porcentajes de carbono, materia orgánica y nitrógeno total del champiñón. Las técnicas de análisis empleadas se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Características y concentración de As, Cu y Pb del suelo.

| Parámetro | Técnica | Referencia |
|------------------------------|---|--|
| Textura | Método Sávvinov (tamizado) | (Reyes, 1996) |
| Densidad aparente | Método del terrón parafinado | NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) |
| Densidad real | Método del picnómetro | |
| Porosidad | Cálculos matemáticos | (Reyes, 1996) |
| Humedad | Método gravimétrico | NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) |
| Humedad a capacidad de campo | Método gravimétrico | (Reyes, 1996) |
| pH | Método electrométrico para muestras de suelo en agua pura | NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) |
| Carbono | Método de Walkley y Black | |
| Materia orgánica | Cálculos matemáticos | |
| Nitrógeno total | Procedimientos de digestado | |
| Nitrógeno inorgánico | Micro-Kjeldahl | |
| Fósforo aprovechable | Fosforo disponible en suelos | (Reyes, 1996) |
| Cuenta bacteriana | Conteo de bacterias heterótrofas en suelos | (Fernández <i>et al.</i> , 2006) |



4.2 Proceso de composteo

Se agregaron *Agaricus bisporus* (champiñones) a 22 kg de suelo, con una relación suelo: cosustrato 1:0.4 (Chen *et al.*, 2015), se realizó el ajuste de la relación C:N de 100:15 (Filler *et al.*, 2001), adicionando urea y se homogenizó la mezcla. Posteriormente se mezcló 3 veces por semana, durante 8 semanas, se monitoreó la temperatura y la humedad. Al finalizar el proceso de composteo se determinaron los parámetros de humedad, pH y cuenta microbiana del suelo.

4.3 Fitorremediación

Se consiguieron plántulas de las dos especies vegetales (Tabla 2). Se aclimataron durante cuatro semanas en el invernadero. Las plántulas de ambas especies se trasplantaron a macetas con 0.5 kg de suelo (con y sin nutrientes) cada una. Se regaron una vez a la semana, de acuerdo con la capacidad de campo del suelo. Se realizaron muestreos destructivos (por triplicado) cada mes, durante seis meses.

Tabla 2. Especies vegetales.

| Espece | Familia | Género | Imagen |
|--------------------------|--------------|------------------|---|
| <i>Echeveria elegans</i> | Crassulaceae | <i>Echeveria</i> |  |
| <i>Crassula ovata</i> | Crassulaceae | <i>Crassula</i> |  |

4.4 Determinación de metales en suelo y plantas

Para la determinación de metales y metaloides en las muestras de suelo, se secaron a temperatura ambiente. Los especímenes de las partes vegetales (raíz y parte aérea) se colocaron en una estufa a 50 °C durante 3 días y posteriormente se trituraron.

Se tomaban muestras representativas de suelo, raíz o parte aérea para llevar a cabo su digestión ácida por microondas utilizando los métodos EPA 3051A (US EPA, 2007a) y los que señala la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT, 2007). Finalmente, para determinar Cu y Pb se procedió a analizar las digestiones obtenidas (suelo, raíz y parte aérea de las especies) por el método por espectrometría de absorción atómica por flama (aspiración directa), mientras que el método analítico por generación de hidruros se utilizó para determinar As, usando un espectrofotómetro VARIAN, modelo SpectrAA-200. La concentración de los metales y metaloides en el suelo se determinó al inicio y al final de la experimentación de acuerdo con lo descrito anteriormente.

Al finalizar las etapas de experimentación las plantas fueron almacenadas para ser encapsuladas con concreto portland y cal siguiendo el proceso descrito por Ortiz (2020). Se realizaron los cálculos necesarios para la obtención de residuos generados (generación de biomasa por kg de suelo).

4.5 Diseño experimental

El diseño de este proyecto fue un diseño factorial con tres factores a x b x c, con el propósito de estudiar el efecto individual y de interacción de varios factores sobre una o varias respuestas. El factor 1 es el suelo, con 2 niveles (suelo sin adición de nutrientes y suelo con adición de nutrientes), el factor 2 es el metal (o metaloide), con 3 niveles (As, Cu y Pb) y el factor 3 es la especie vegetal, con 2 niveles (*Echeveria elegans* y *Crassula ovata*). Se logró un diseño factorial 2 x 3 x 2 con tres réplicas, lo que permitió obtener resultados con relación al efecto de estos factores sobre la contaminación del suelo.

Se evaluaron 2 especies vegetales, las cuales se plantaron en dos condiciones: el suelo contaminado, y en suelo contaminado al que se le agregaron nutrientes (*Agaricus bisporus* y urea), por lo que se llevaron a cabo 12 corridas experimentales cada mes, durante 6 meses, y cada experimento se realizó por triplicado (Tabla 3).

Tabla 3. Diseño experimental.

| Especie vegetal | Suelo sin adición de nutrientes | | | Suelo con adición de nutrientes | | |
|--------------------------|---------------------------------|--------------|--------------|---------------------------------|--------------|--------------|
| | As | Cu | Pb | As | Cu | Pb |
| <i>Echeveria elegans</i> | i_{1j1k_1} | i_{1j2k_1} | i_{1j3k_1} | i_{2j1k_1} | i_{2j2k_1} | i_{2j3k_1} |
| <i>Crassula ovata</i> | i_{1j1k_2} | i_{1j2k_2} | i_{1j3k_2} | i_{2j1k_2} | i_{2j2k_2} | i_{2j3k_2} |



Capítulo 5



5. Resultados y Discusión

5.1 Caracterización del suelo sin adición de nutrientes

Las características del suelo (Tabla 4), arrojaron un pH ligeramente alcalino en el cual las especies vegetales pueden desarrollarse y ser modificado por la presencia de exudados de la raíz (ácidos orgánicos) y materia orgánica (Gonzaga *et al.*, 2009; Zeng *et al.*, 2011). Esto favorecería la precipitación de los metales y metaloides por lo que se esperaría una biodisponibilidad restringida (Chandrakar *et al.*, 2020). La biodisponibilidad y fitodisponibilidad de metales pesados y metaloides, dependen de factores como la fisiología de la planta, características del suelo y la interacción planta/microorganismo (Yadav *et al.*, 2018).

El crecimiento y desarrollo de la biota, y la acumulación y remoción de contaminantes dependen de la humedad. Por ello se tuvo un particular cuidado en mantenerla a capacidad de campo. Los procesos de transformación de sustancias en el suelo (disolución, cristalización, oxidación y reducción) están asociados con la dinámica de humedad (Lvova y Nadporozhskaya, 2017).

De la textura del suelo depende la movilidad de los metales y metaloides, ya que pueden ser adsorbidos por las partículas, principalmente con las arcillas (Sherene, 2010). El suelo bajo estudio tenía una clase textural franco arcilloso arenoso, lo que se considera como textura fina (tiene mayor proporción de limo y arcilla); cuenta con mayor espacio poroso (38.38 %), materia orgánica (3.9 %), baja densidad aparente (1.51 g/cm³) y con una densidad real de 2.44 g/cm³ (Weil y Brady, 2017).

La presencia de fósforo en el suelo es un factor que limita la captación de metales y metaloides por las plantas, porque el mayor contenido de formas solubles puede precipitar fosfatos de zinc, cadmio, plomo y cobre (Fijalkowski *et al.*, 2012). Sin embargo, las cantidades encontradas en el suelo se consideran bajas, y se esperaría poca interferencia con la fitoextracción.

La actividad microbiana en suelos contaminados con metales y metaloides decrece, pero incrementa la actividad fúngica (Sherameti y Varma, 2010). La cuenta total bacteriana arrojó un valor bajo, de 3×10^4 UFC/g, como lo reportaron Abou-Shanab *et al.* (2005), quienes atribuyeron un bajo conteo bacteriano a la presencia de altas concentraciones de metales pesados. Además, en el estudio de Hoorman y Islam (2010) se determinó que la población de los microorganismos variaba con la profundidad del suelo, de 0 a 15 cm se observaron de 1×10^8 a 1×10^9 UFC/g.

Tabla 4. Caracterización inicial del suelo.

| Parámetro | Resultado |
|--|---------------------------------------|
| Textura | Franco arcilloso arenoso |
| Densidad aparente (g/cm ³) | 1.51 ± 0.02 |
| Densidad real (g/cm ³) | 2.44 ± 0.07 |
| Porosidad (%) | 38.38 ± 0.87 |
| Humedad (%) | 28.36 ± 0.81 |
| Humedad a capacidad de campo (%) | 39.68 ± 5.35 |
| pH | 7.46 ± 0.02 |
| Carbono (%) | 2.3 ± 0.31 |
| Materia orgánica (%) | 3.9 ± 0.53 |
| Nitrógeno total (%) | 0.19 ± 0.01 |
| Nitrógeno inorgánico (%) | 0.0039 ± 0.0005 |
| Fósforo aprovechable (%) | 0.014 ± 0.001 |
| Cuenta bacteriana (UFC/g) | 3x10 ⁴ ± 5x10 ³ |

Las concentraciones de As, Cu y Pb en el suelo se pueden observar en la Tabla 5.

Tabla 5. Concentración inicial de metales y metaloides.

| Metal/ Metaloides | Concentración (mg/kg) | LMP (mg/kg) en NOM-147- SEMARNAT/SSA1- 2004 (Uso industrial) | LMP (mg/kg) en Guía de Calidad de Suelos Industriales de Canadá |
|----------------------|--------------------------|---|---|
| As | 2,471.40 ± 132.12 | 260 | - |
| Cu | 3,847.15 ± 266.03 | - | 91 |
| Pb | 20,690.14 ± 538.71 | 800 | - |

LMP: Límite máximo permisible.

La concentración de As, de 2,471 mg/kg de suelo, superó por más de 9 veces el LMP establecido en la norma NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. El Pb se encontraba en una concentración de 20,690 mg/kg, lo que representa 24 veces el límite de la citada norma. El Cu sobrepasó hasta por 42 veces el LMP indicado en la Guía de Calidad de Suelos Industriales de Canadá.

5.2 Suelo con adición de nutrientes

Uno de los métodos para mejorar la capacidad de fitoextracción de las plantas en suelos contaminados es mediante adición de mejoradores o cosustratos, los cuales podrían ayudar a incrementar la capacidad de absorción de metales y metaloides de las especies vegetales, mejorando su crecimiento (Chirakkara *et al.*, 2016), y disminuyendo la movilidad y disponibilidad de estos contaminantes en el suelo (Alloway, 2013). Por ello, se decidió la aplicación del champiñón para investigar su posible efectividad como cosustrato en la fitoextracción. Ésta se llevó a cabo mediante el composteo con el suelo contaminado.

5.2.1 Caracterización del cosustrato

En la Tabla 6 se observan los porcentajes de carbono, materia orgánica y nitrógeno total del *Agaricus bisporus*. El champiñón tuvo bajo contenido de N, por lo que se adicionó urea, para lograr una relación C:N de 100:15, la cual es de suma importancia para el desarrollo de los microorganismos degradadores del champiñón y la liberación de sus nutrientes, de tal forma que quedaron disponibles para las plantas.

Tabla 6. Caracterización del cosustrato.

| Parámetro | <i>Agaricus bisporus</i> (Champiñón) |
|----------------------|---|
| Carbono (%) | 36.14 ± 0.6 |
| Materia orgánica (%) | 62.3 ± 1.04 |
| Nitrógeno total (%) | 0.22 ± 0.02 |

5.2.2 Proceso de composteo

Durante el proceso de composteo (8 semanas) se obtuvieron temperaturas menores a 40 °C y humedad del 100 % en el suelo. Las bajas temperaturas obtenidas podrían deberse a que el proceso se llevó a cabo durante el invierno. La humedad constante se debió a la cantidad de agua contenida en el champiñón. Mientras se aireaba el suelo se percibió un olor a amoníaco, producto de la amonificación (el N orgánico se transforma en amoniaco o amonio, el cual se volatiliza). Este proceso se puede llevar a cabo en condiciones aeróbicas y anaeróbicas (USDA, 2000).

5.2.3 Caracterización del suelo con adición de nutrientes

Después del proceso de composteo se determinaron pH, humedad y cuenta bacteriana al suelo (Tabla 7). El pH incrementó debido a la presencia de lignina, celulosa y amoníaco (Li *et al.*, 2021). Según Kuo *et al.* (1985), la adición de materia orgánica humificada ha sido utilizada para elevar el pH del suelo para inmovilizar los metales pesados y mejorar las condiciones del suelo. Asimismo, la cuenta bacteriana aumentó al doble ya que la composta contiene los nutrientes necesarios para el crecimiento de los microorganismos (Fischer y Glaser, 2012).

Tabla 7. Caracterización del suelo con adición de nutrientes.

| Parámetro | Resultado |
|---------------------------|-----------------------------------|
| pH | 7.68 ± 0.26 |
| Humedad (%) | 34.65 ± 0.24 |
| Cuenta bacteriana (UFC/g) | $7 \times 10^4 \pm 1 \times 10^4$ |

5.3 Disminución de metales pesados y metaloides del suelo

En esta sección se presenta la evolución del contenido de metales y metaloides en el suelo durante los seis meses que se llevó a cabo el proceso de fitorremediación por cada especie y para cada contaminante.

5.3.1 Disminución de As del suelo

En la Figura 5 se observa la disminución de As en el suelo mediante ambas especies. A partir del primer mes, la concentración del metaloide en el suelo con *Echeveria elegans* (echeveria) es menor que con *Crassula ovata* (árbol de jade). Con *Echeveria elegans* se logró el 55 % de reducción de la concentración de As durante el tiempo de contacto, mientras que con *Crassula ovata* sólo disminuyó el 29 %. Estos resultados son avalados estadísticamente por una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) en la reducción de As en suelo entre las especies, por lo tanto, con *Echeveria elegans* la concentración de As en el suelo fue menor que con *Crassula ovata*.

En la Figura 6 se muestra la reducción de concentración de As por fitoextracción en el suelo con adición de nutrientes. Desde el primer mes, las concentraciones de As en el suelo son similares entre las especies. Mediante *Echeveria elegans* se logró reducir 58 %, mientras que con *Crassula ovata* 50 %. Estadísticamente no se encontró una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) en la reducción de As en suelo entre las especies vegetales en suelo con gran contenido de nutrientes.

La adición de nutrientes se efectuó para inmovilizar metales y metaloides por la formación de precipitados de baja solubilidad, complejos estables con ligandos orgánicos y adsorción a superficies minerales. Además, para aumentar la microbiota y suministrar materia orgánica y nutrientes necesarios para el desarrollo de las plantas (Melgar-Ramírez *et al.*, 2012; Novo *et al.*, 2013).

Los mejoradores orgánicos no reducen la concentración de metales y metaloides en el suelo, pero restan su disponibilidad a las plantas por la formación de carbonatos, óxidos y otros complejos (Sharma y Nagpal, 2018). Después de seis meses de tratamiento, las concentraciones finales de As no se redujeron por debajo del límite máximo permisible en suelo industrial establecido en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT, 2007).

Las dos especies vegetales *Echeveria elegans* y *Crassula ovata* son tolerantes a altas concentraciones de As, ya que redujeron la concentración de As en el suelo (sin y con adición de nutrientes). Por lo tanto, al realizar el análisis estadístico se determinó que no existe una diferencia significativa en la interacción entre las especies vegetales y el contenido de nutrientes del suelo para la reducción de As del suelo, lo cual significa que ambas especies acumulan As en suelo con poco y gran contenido de nutrientes.

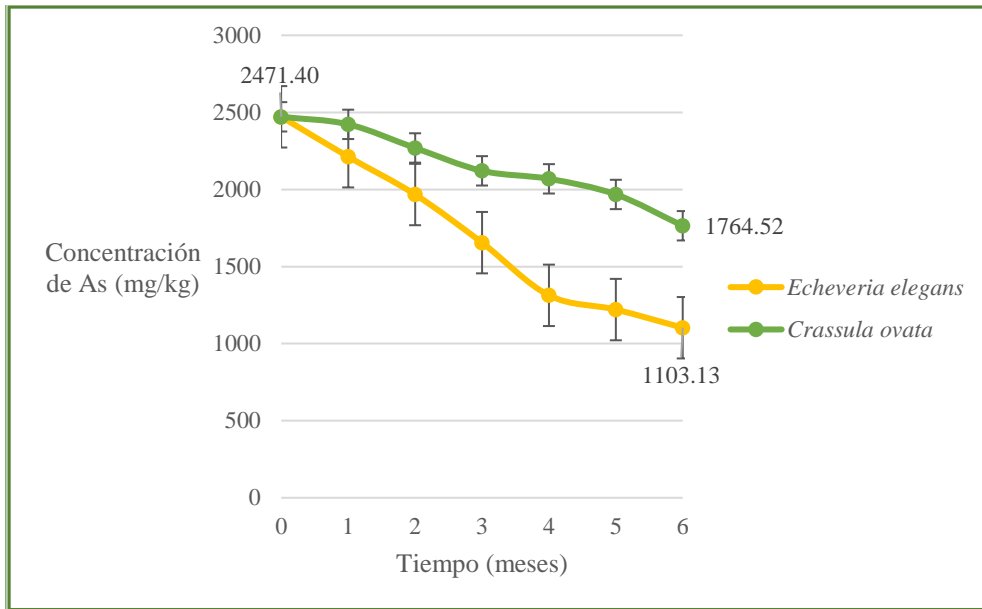


Figura 5. Concentración de As en suelo.

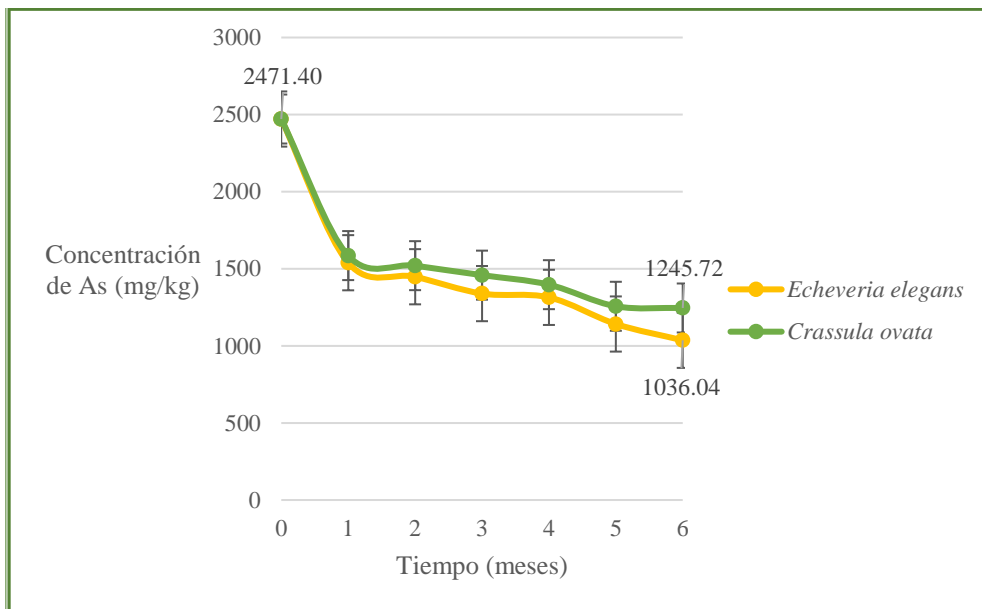


Figura 6. Concentración de As en suelo con adición de nutrientes.

5.3.2 Disminución de Cu del suelo

En la Figura 7 se muestra la reducción de concentración de Cu en el suelo a partir del primer mes se observa que el suelo con *Echeveria elegans* (echeveria) tiene menor concentración de Cu que con *Crassula ovata* (árbol de jade). Con *Echeveria elegans* se alcanzó un 60 % de minimización de la concentración inicial, mientras que con *Crassula ovata* sólo el 30 % a los seis meses del proceso de fitoextracción.

En la Figura 8 se puede apreciar la tendencia a la baja de la concentración de Cu en el suelo con adición de nutrientes, con un comportamiento semejante al observado en el suelo sin adición de nutrientes, sólo que en el suelo con *Echeveria elegans* se obtuvo un 68 % de disminución y 44 % con *Crassula ovata*.

En ambos experimentos existe una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) en la reducción de Cu en suelo entre ambas especies. Por consiguiente, se puede inferir que con *Echeveria elegans* hay mayor disminución de concentración de Cu en el suelo con poco o gran contenido de nutrientes.

El Cu tiene mayor afinidad por los grupos funcionales (carboxilos, fenoles, hidroxilos y carbonilos) de huminas, ácidos húmicos y fúlvicos en comparación de Pb y As (de la Rosa *et al.*, 2003). Las concentraciones finales de Cu sobrepasan los límites máximos permisibles en suelo industrial establecidos en la Guía de Calidad de Suelos Industriales de Canadá (CCME, 1999).

Las dos especies vegetales *Echeveria elegans* y *Crassula ovata* son tolerantes a altas concentraciones de Cu, ya que redujeron la concentración de Cu en el suelo (sin y con adición de nutrientes). Por lo tanto, al realizar el análisis estadístico se determinó que no existe una diferencia significativa en la interacción entre las especies vegetales y el contenido de nutrientes del suelo para la reducción de Cu del suelo, lo cual significa que ambas especies acumulan Cu en suelo con poco y gran contenido de nutrientes.

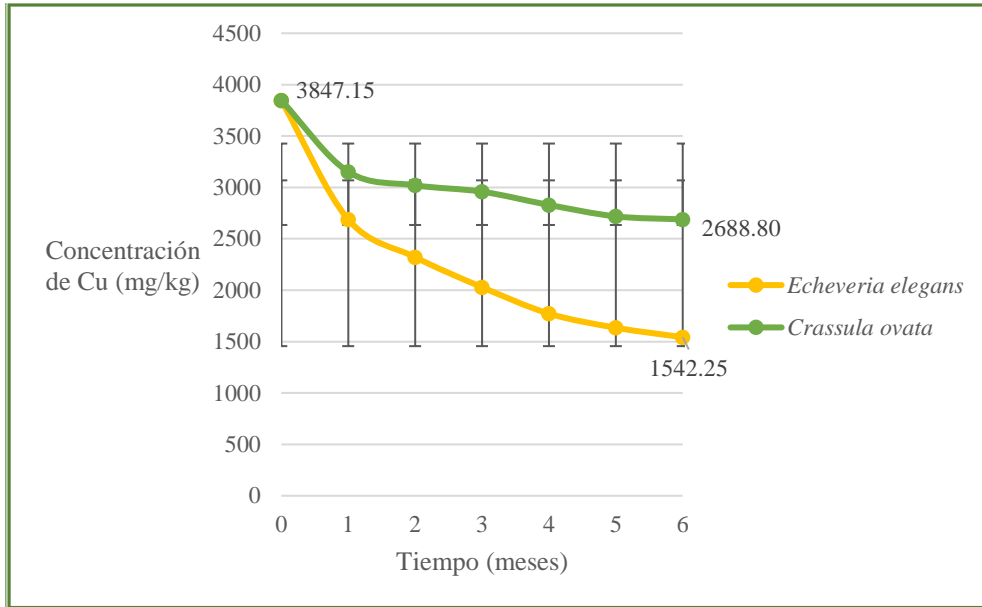


Figura 7. Concentración de Cu en suelo.

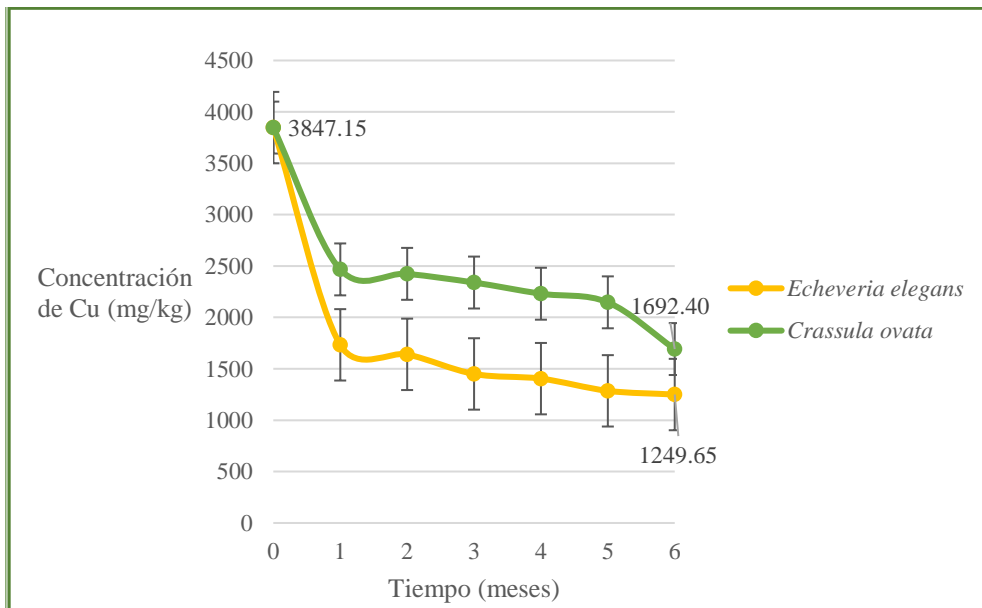


Figura 8. Concentración de Cu en suelo con adición de nutrientes.

5.3.3 Disminución de Pb del suelo

En la Figura 9 se muestra las concentraciones de Pb en el suelo durante los seis meses de tratamiento, en el tercer mes las concentraciones son similares con ambas especies, pero después con el árbol de jade hay una disminución mayor. Con *Echeveria elegans* (echeveria) se obtuvo un 52 % de disminución de Pb, para el caso de *Crassula ovata* (árbol de jade) sólo disminuyó el 64 %.

En la Figura 10 se muestra la disminución de concentración de Pb en el suelo con adición de nutrientes, durante el primer mes con ambas especies se alcanzó una concentración similar de 6,688.6 (con *Echeveria elegans*) y 6,230.5 mg/kg (con *Crassula ovata*), del segundo al cuarto mes, el tratamiento con *Echeveria elegans* consiguió la menor concentración de Pb, pero al quinto mes el tratamiento con árbol de jade alcanzó una menor concentración. Así que con *Echeveria elegans* se obtuvo un 81 % de disminución y 82 % con *Crassula ovata*.

En ambos experimentos, no existe una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) en la reducción de Pb en suelo (con poco o gran contenido de nutrientes) entre ambas especies.

La solubilidad del Pb tiene influencia del pH, a altos valores es reducida; la textura del suelo mediante adsorción por las arcillas y la formación de complejos con materia orgánica presente en el suelo, interfieren en su disponibilidad (Zulfiqar *et al.*, 2019). A pesar de la disminución constante de Pb en ambas especies, las concentraciones finales no alcanzaron a estar por debajo de los límites máximos permisibles en suelo industrial establecidos en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT, 2007).

Las dos especies vegetales *Echeveria elegans* y *Crassula ovata* son tolerantes a altas concentraciones de Pb, ya que redujeron la concentración de Pb en el suelo (sin y con adición de nutrientes). Por lo tanto, al realizar el análisis estadístico se determinó que no existe una diferencia significativa en la interacción entre las especies vegetales y el contenido de nutrientes del suelo para la reducción de Pb del suelo, lo cual significa que ambas especies acumulan Pb en suelo con poco y gran contenido de nutrientes.

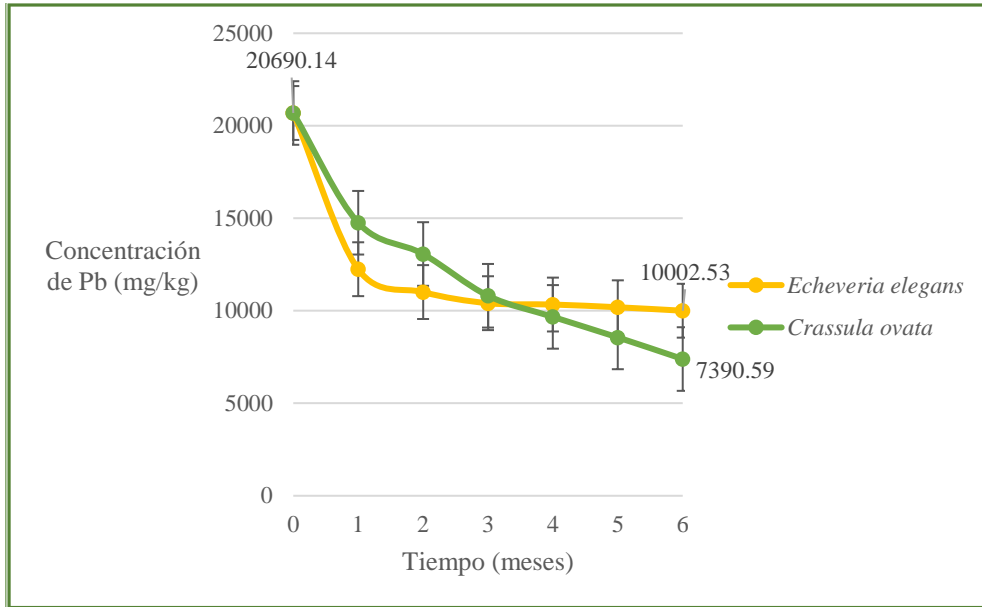


Figura 9. Concentración de Pb en suelo.

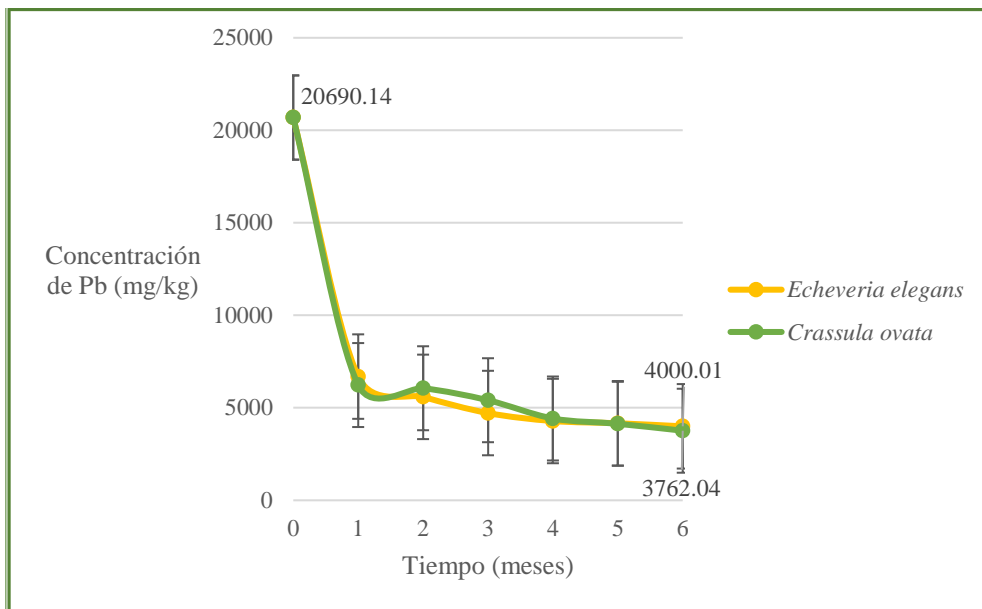


Figura 10. Concentración de Pb en suelo con adición de nutrientes.

5.4 Acumulación de metales pesados y metaloides en el tejido vegetal

La concentración de As, Cu y Pb se determinó en raíz y parte aérea de ambas especies, durante los 6 meses de la fitorremediación.

5.4.1 Acumulación de As en las especies vegetales

En la Figura 11 se muestra la acumulación de As en los tejidos vegetales, la concentración absorbida por las especies aumenta conforme pasa el tiempo de contacto, al final la *Echeveria elegans* absorbió 1,409.92 mg/kg y *Crassula ovata* 2,500.26 mg/kg. El As se concentró en las raíces, la concentración aumentaba cada mes, la especie *Crassula ovata* absorbió (2,125.68 mg/kg) más del doble de As que *Echeveria elegans* (1,017.34 mg/kg) (Figura 11a). Asimismo, existe una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) en la acumulación de As en las raíces entre las especies vegetales, la *Crassula ovata* tuvo mayor capacidad de acumular As. Generalmente las raíces contienen más As que la parte aérea (Azizur *et al.*, 2007).

Por otro lado, sólo se traslocaron 392.58 mg/kg hacia la parte aérea en *Echeveria elegans* y 374.59 mg/kg en *Crassula ovata* (Figura 11b). Para la acumulación de As en parte aérea no existe una diferencia significativa entre las plantas. Anteriormente se ha observado este comportamiento, en el que el As se acumuló en las raíces con poca traslocación, en la especie *Aloe vera L.* (Elhag *et al.*, 2018). Además, la concentración absorbida por *Crassula ovata* sobrepasó 1 % la concentración inicial (2,471.40 mg/kg), esto se puede deber a que el contenido total de As en el suelo está relacionado con el material parental (Sherameti y Varma, 2010).

En la Figura 12 se muestra la concentración de As en los tejidos vegetales, en suelo con adición de nutrientes, la cual aumenta cada mes, al final del tiempo de contacto la *Echeveria elegans* absorbió 1,430.69 mg/kg y *Crassula ovata* 3,032.25 mg/kg.

El As se concentró en las raíces, la especie *Crassula ovata* absorbió (2,726.81 mg/kg) casi el triple de As que *Echeveria elegans* (956.97 mg/kg) (Figura 12a). Asimismo, se verificó que existe una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) en la acumulación de As en raíces entre las especies en un suelo con adición de nutrientes, la *Crassula ovata* tuvo mayor capacidad de acumular As. Mientras que la traslocación hacia la parte aérea fue de 473.72 mg/kg en *Echeveria elegans* y 305.44 mg/kg en *Crassula ovata* (Figura 12b). Sin embargo, para la acumulación de As en parte aérea no existe una diferencia significativa entre las especies. Asimismo, la concentración absorbida por *Crassula ovata* sobrepasó 23 % la concentración inicial (2,471.40 mg/kg), esto pudo deberse a que el contenido total de As en el suelo está relacionado con el material parental, mientras que el hierro, el aluminio, el contenido de arcilla, la materia orgánica y el pH influyen en la concentración de As en el suelo (Ramos-Miras *et al.*, 2014).

Es importante aclarar que la concentración de As fue $> 1,000$ mg/kg en ambas especies y en los dos experimentos, se les podría incluir en la categoría de especies hiperacumuladoras, pero la concentración de As debe acumularse en la parte aérea, de acuerdo con van der Ent *et al.* (2013) y además especifica que debe crecer en su hábitat natural. Aún y cuando los FBC de *Crassula ovata* fueron > 1 , los de *Echeveria elegans* fueron < 1 y los FT fueron < 1 en ambas especies (Tablas 9 y 10), ninguna especie fue hiperacumuladora de As.

Después de la adición de materia orgánica (nutrientes), el contenido de MOD (sustancias húmicas) fue mayor por lo que se forman complejos solubles. El contenido de MOD compitió con el As por los sitios de sorción del suelo y desplazó al As, aumentando la concentración de As en la solución del suelo (Wang y Mulligan, 2006), por lo que la concentración de As es mayor en el tejido de ambas especies en el suelo con adición de nutrientes, el As en la *Echeveria elegans* fue 1 % y en *Crassula ovata* fue de 21 % más que en el suelo sin adición de nutrientes.

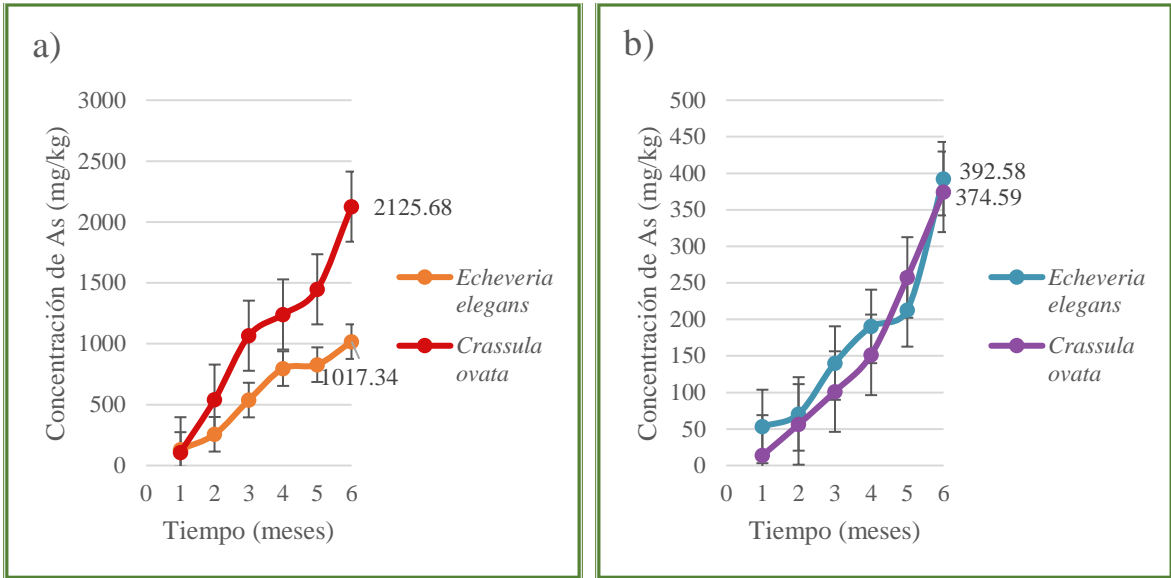


Figura 11. Concentración de As en el tejido vegetal. a) As en raíz. b) As en parte aérea.

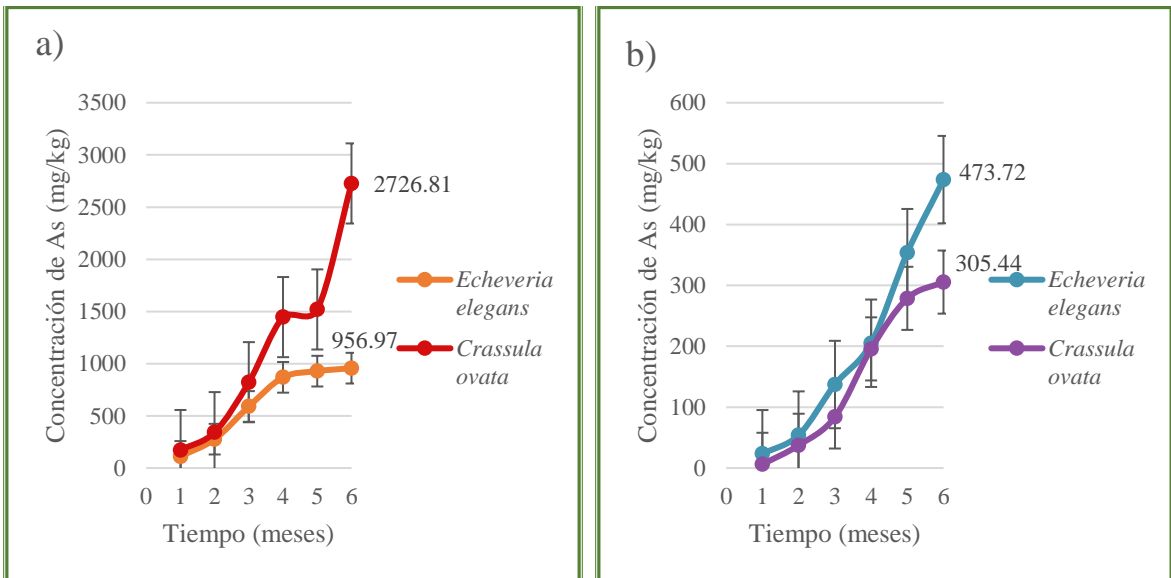


Figura 12. Concentración de As en el tejido vegetal en suelo con adición de nutrientes. a) As en raíz. b) As en parte aérea.

5.4.2 Acumulación de Cu en las especies vegetales

En la Figura 13 se muestra la concentración de Cu en los tejidos vegetales, al final del tiempo de contacto la *Echeveria elegans* absorbió 729.39 mg/kg y *Crassula ovata* 1,029.54 mg/kg. El Cu al igual que el As se depositó en las raíces, la concentración absorbida aumentaba al pasar de los meses, la especie *Echeveria elegans* acumuló 515.75 mg/kg mientras que *Crassula ovata* 876.12 mg/kg (Figura 13a). Existe una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) en la acumulación de Cu en raíz entre las especies vegetales, esto significa que *Crassula ovata* fue más eficiente acumulando Cu. De acuerdo con Kopittke *et al.* (2014) la acumulación de Cu en las raíces pudo originarse en la alta afinidad del Cu con los ligandos de las paredes celulares.

No hubo gran traslocación hacia la parte aérea como lo indicó Koen Oorts (2013). Sólo trasladaron 213.64 mg/kg en *Echeveria elegans* y 153.42 mg/kg en *Crassula ovata* (Figura 13b). En el caso de la acumulación de Cu en parte aérea no existe una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) entre las plantas. Anteriormente se ha observado poca traslocación en la especie *Sedum plumbizincicola* (Bian *et al.*, 2018).

En la Figura 14 se muestra la concentración de Cu en los tejidos vegetales, después de seis meses de tratamiento, la *Echeveria elegans* concentró 978.99 mg/kg, mientras que *Crassula ovata* extrajo 1,059.68 mg/kg.

El Cu se depositó en las raíces, la concentración se acumulaba conforme pasaron los meses, la especie *Echeveria elegans* acumuló (317.24 mg/kg) más del doble de Cu que *Crassula ovata* (142.18 mg/kg) en el primer mes de tratamiento, pero al final *Crassula ovata* acumuló 1812.10 mg/kg superando a *Echeveria elegans* (621.57 mg/kg) (Figura 14a). Asimismo, existe una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) en la acumulación de Cu en raíz entre las especies, esto se refiere a que *Crassula ovata* fue más eficiente en acumular Cu en las raíces. Con respecto al Cu trasladado, únicamente 357.42 mg/kg se acumularon en *Echeveria elegans* y 249.15 mg/kg en *Crassula ovata* (Figura 14b). Para la acumulación de Cu en parte aérea no existe una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) entre las especies.

Es importante mencionar que la concentración de Cu fue $> 1,000$ mg/kg en *Crassula ovata* en ambos experimentos, mientras que *Echeveria elegans* en suelo con adición de nutrientes acumuló Cu > 300 mg/kg en su parte aérea, las clasificaría como hiperacumuladoras de acuerdo con los criterios de Baker y Brooks (1989) y van der Ent *et al.* (2013), pero debido a que la concentración de Cu no se acumuló en la parte aérea de *Crassula ovata*, la *Echeveria elegans* no estaba en su hábitat natural y los FBC y FT fueron < 1 en ambas especies (Tablas 8 y 9), ninguna fue reconocida como hiperacumuladora de Cu.

La concentración de Cu fue mayor en el tejido de ambas especies en el suelo con adición de nutrientes, el Cu en la *Echeveria elegans* fue 34 % y en *Crassula ovata* fue de 3 % más que en el suelo sin adición de nutrientes. Después de la adición de materia orgánica (nutrientes) el contenido de MOD (fracción más móvil de materia orgánica) fue mayor por lo que posiblemente se formaron complejos solubles que incrementaron la solubilidad, movilidad y disponibilidad (Murray *et al.*, 2011).

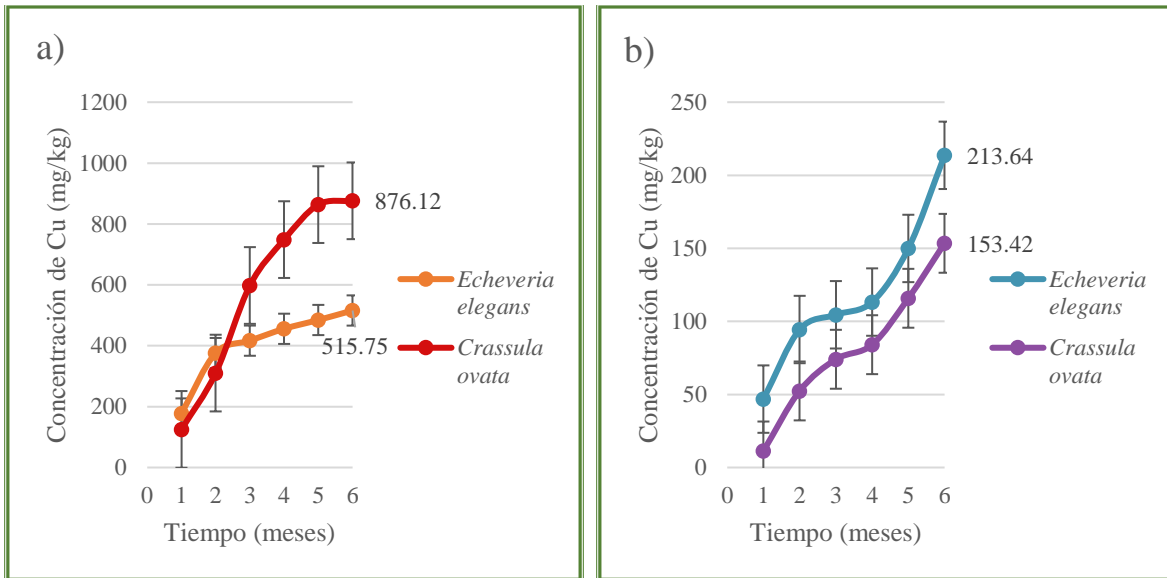


Figura 13. Concentración de Cu en el tejido vegetal. a) Cu en raíz. b) Cu en parte aérea.

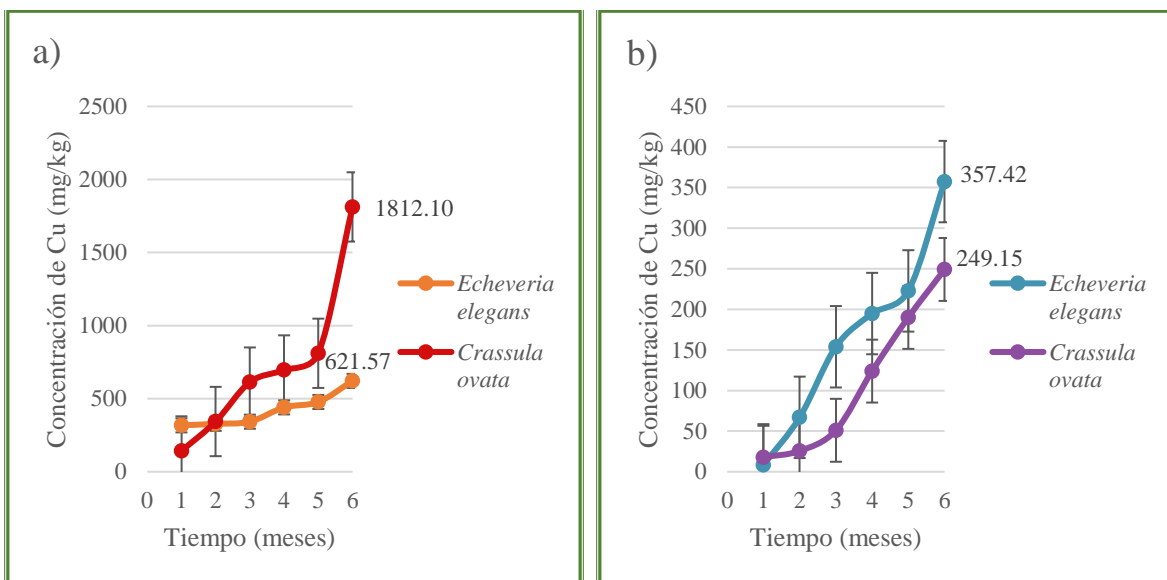


Figura 14. Concentración de Cu en el tejido vegetal en suelo con adición de nutrientes. a) Cu en raíz. b) Cu en parte aérea.

5.4.3 Acumulación de Pb en las especies vegetales

En la Figura 15 se muestra la concentración de Pb en los tejidos vegetales, al sexto mes la concentración de Pb acumulada en *Echeveria elegans* fue de 1,178.73 mg/kg y 1,409.71 mg/kg en *Crassula ovata*. Estas concentraciones representan el 1 % de Pb disponible en el suelo para las especies, debido al alto pH (Gul *et al.*, 2020).

El Pb se concentró en las raíces de las especies, en los dos primeros meses las plantas acumularon cantidades similares y a partir del tercer mes cada especie absorbió diferente concentración, al final *Crassula ovata* acumuló (1,117.80 mg/kg) una mayor concentración de Pb que *Echeveria elegans* (779.31 mg/kg) (Figura 15a). Sin embargo, no existe una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) en la acumulación de Pb en las raíces de las plantas. Anteriormente se ha observado esta misma tendencia, en la que el Pb se acumuló en raíz con poca traslocación hacia la parte aérea, en la especie *Ricinus communis L.* (Romeiro *et al.*, 2006).

Durante el primer mes de tratamiento las plantas no trasladaron Pb hacia la parte aérea, fue a partir del segundo mes que las especies transportaron Pb, al final sólo 399.42 mg/kg se acumularon en el tejido superior en *Echeveria elegans* y 291.91 mg/kg en *Crassula ovata* (Figura 15b). Para la acumulación en parte aérea entre las especies vegetales no existe una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$).

En la Figura 16 se muestra la concentración de Pb en los tejidos vegetales en suelo con adición de nutrientes, durante el tiempo de contacto establecido, *Echeveria elegans* acumuló 1,603.64 mg/kg y 2,163.56 mg/kg en *Crassula ovata*.

La concentración en las raíces incrementaba cada mes, a partir del segundo mes se observó una gran diferencia entre las especies, la concentración final acumulada fue de 834.53 mg/kg en *Echeveria elegans* y de 1,946.67 mg/kg en *Crassula ovata* (Figura 16a). Existe una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) en la acumulación de Pb en raíz entre las especies, la *Crassula ovata* fue más eficiente acumulando Pb en raíces.

Debido a que la mayor concentración de Pb se acumuló en las raíces, solo 769.11 mg/kg se acumularon en el tejido superior en *Echeveria elegans* y 216.89 mg/kg en *Crassula ovata* (Figura 16b). Así que, existe una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) en la acumulación de Pb en parte aérea entre las especies vegetales, lo que significa que *Echeveria elegans* fue más eficiente acumulando Pb en su tejido superior.

Es importante mencionar que la concentración de Pb fue $> 1,000$ mg/kg en ambas especies vegetales y en ambos experimentos, las podría incluir en la categoría de hiperacumuladoras, de acuerdo con los criterios de Baker y Brooks (1989) y van der Ent *et al.* (2013), pero la acumulación de Pb no fue en la parte aérea de las plantas y los FBC y FT fueron < 1 en ambas especies (Tablas 9 y 10), ninguna fue hiperacumuladora de Pb.

La concentración de Pb fue mayor en el tejido vegetal de las especies en el suelo con adición de nutrientes, el contenido de Pb en la *Echeveria elegans* fue 36 % y en *Crassula ovata* fue de 53 % más que en el suelo sin adición de nutrientes. Después de la adición de materia orgánica (nutrientes) el contenido de MOD (fracción más móvil de materia orgánica) fue mayor, por lo que se formaron complejos solubles que incrementaron la solubilidad, movilidad y disponibilidad (Murray *et al.*, 2011).

Las dos especies vegetales acumularon As, Cu y Pb en el suelo (sin y con adición de nutrientes), por lo que no existe una diferencia significativa ($\alpha = 0.05$) en la interacción entre las especies vegetales y el contenido de nutrientes del suelo para la reducción de As, Cu y Pb, lo que significa que ambas especies acumularon As, Cu y Pb en suelo con poco y gran contenido de nutrientes.

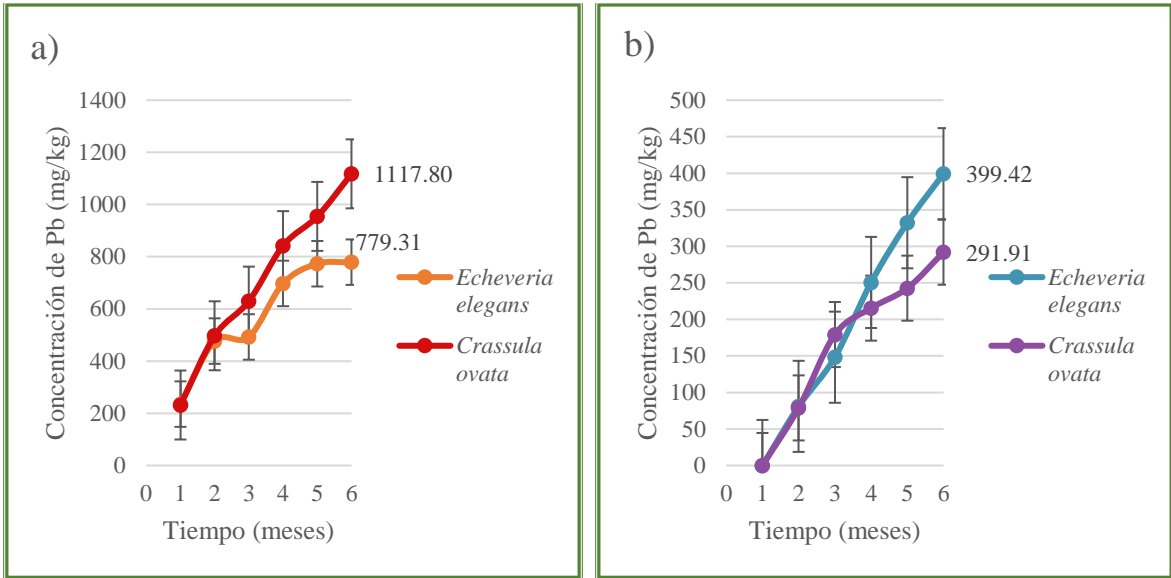


Figura 15. Concentración de Pb en el tejido vegetal. a) Pb en raíz. b) Pb en parte aérea.

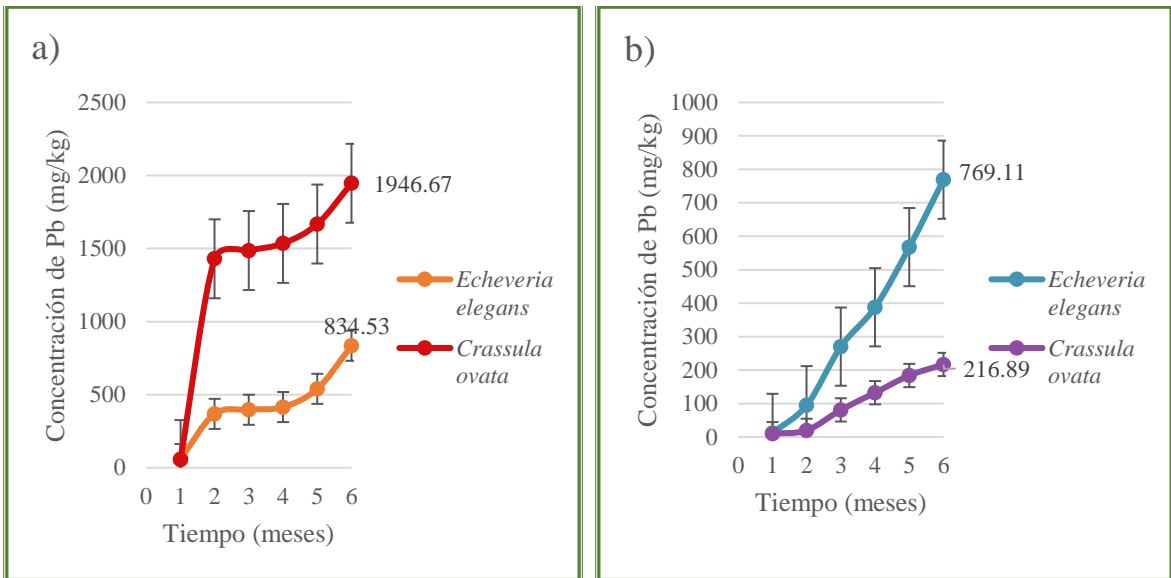


Figura 16. Concentración de Pb en el tejido vegetal en suelo con adición de nutrientes. a) Pb en raíz. b) Pb en parte aérea.

5.5 Factores de bioconcentración y traslocación

Para cada especie vegetal se obtuvo el factor de bioconcentración (FBC) y el factor de traslocación (FT) (Tablas 8 y 9).

Tabla 8. Factores de bioconcentración y traslocación.

| Espece vegetal | Metal/Metaloides | FBC | FT |
|--------------------------|------------------|------------------|-----------------|
| <i>Echeveria elegans</i> | As | 0.57 ± 0.09 | 0.39 ± 0.15 |
| | Cu | 0.19 ± 0.02 | 0.41 ± 0.06 |
| | Pb | 0.06 ± 0.01 | 0.51 ± 0.18 |
| <i>Crassula ovata</i> | As | 1.01 ± 0.07 | 0.18 ± 0.03 |
| | Cu | 0.27 ± 0.002 | 0.18 ± 0.03 |
| | Pb | 0.07 ± 0.004 | 0.26 ± 0.04 |

Tabla 9. Factores de bioconcentración y traslocación en suelo con adición de nutrientes.

| Espece vegetal | Metal/Metaloides | FBC | FT |
|--------------------------|------------------|-----------------|-----------------|
| <i>Echeveria elegans</i> | As | 0.58 ± 0.07 | 0.50 ± 0.08 |
| | Cu | 0.25 ± 0.02 | 0.58 ± 0.07 |
| | Pb | 0.08 ± 0.01 | 0.92 ± 0.12 |
| <i>Crassula ovata</i> | As | 1.23 ± 0.19 | 0.11 ± 0.05 |
| | Cu | 0.28 ± 0.01 | 0.31 ± 0.04 |
| | Pb | 0.10 ± 0.01 | 0.11 ± 0.02 |

Los factores de bioconcentración (FBC) y factores de traslocación (FT) determinados para As, Cu y Pb de la especie vegetal *Echeveria elegans* en ambos experimentos fueron menor a 1, por lo que se consideró una especie excluyente o hipertolerante. Por otro lado, los FBC y FT de Cu y Pb de *Crassula ovata* fueron menor a 1 para ambos experimentos, por lo que se clasificó como especie excluyente o hipertolerante (Leitenmaier y Küpper, 2013). En contraste con los FBC de As > 1 en ambos experimentos en la especie *Crassula ovata*, y los FT < 1, se podría clasificar como hiperacumuladora, pero la concentración de As (> 1000 mg/kg) debe acumularse en la parte aérea, según van der Ent *et al.* (2013), por lo que se incluyó en las especies hipertolerantes.

Además, cuando la concentración de metales pesados y metaloides en el suelo sea alta se puede obtener un FBC < 1 (Ali *et al.*, 2013). Los FBC de las plantas en suelo con adición de nutrientes fueron mayores a los del suelo sin adición de nutrientes, los FBC en *Echeveria elegans* fueron 2 % en As, 32 % en Cu y 33 % en Pb, mientras que en *Crassula ovata* 22 % en As, 4 % en Cu y 43 % en Pb. Murray *et al.* (2011) en cultivos de lechuga, obtuvieron resultados similares con adición de composta, con FBC de 30 % en Cu y 40 % en Pb.

Por otro lado, la mayoría de los FT (a excepción de los valores de As y Pb de *Crassula ovata*) en suelo con adición de nutrientes aumentaron, el FT de *Crassula ovata* para Cu fue 72 % mayor, mientras que los valores de FT de *Echeveria elegans* fueron para As 28 %, Cu 41 % y Pb 80 % más altos en comparación al suelo sin adición de nutrientes, un incremento semejante fue observado por Gao *et al.* (2020) en As aplicando diferentes mejoradores de suelo, los cuales pueden afectar la capacidad de transporte de los metales y metaloides en las plantas, por su crecimiento.

Las plantas con FBC y FT > 1 tienen potencial para la fitoextracción, en contraste con las especies con FT < 1 y FBC > 1 tienen potencial para ser fitoestabilizadoras (Mendez y Maier, 2008; Yoon *et al.*, 2006). Por lo que las especies estudiadas mostraron potencial para fitoestabilizar metales y metaloides. La importancia de estas especies suculentas es que son tolerantes a la sequía y a varios metales pesados y metaloides (Zhang *et al.*, 2015), a pesar de los medianos factores de bioconcentración y de traslocación arrojados en este proyecto.

Las especies estudiadas resultaron ser efectivas para la fitoestabilización, además de que la adición de enmiendas orgánicas es usada para esta técnica, que tiene como objetivo eliminar o minimizar la movilidad y biodisponibilidad de los metales y metaloides en el suelo (Kidd *et al.*, 2009). Se pueden emplear variedad de especies de pastos para que absorban los metales y metaloides, posteriormente se plantan las especies estudiadas para inmovilizarlos. Los pastos son más convenientes para la fitoextracción que los arbustos y árboles debido a su rápido crecimiento, mayor adaptabilidad a situaciones de estrés y a su generación de biomasa (Malik *et al.*, 2010).

En la Tabla 10 se resume la eficiencia de las especies vegetales para la disminución de As, Cu y Pb en suelo sin y con adición de nutrientes, así como su acumulación.

Tabla 10. Resumen de resultados obtenidos.

| Resultados | Especie vegetal | Nutrientes | Metal/Metaloides | | |
|---|--------------------------|-------------|-------------------|------------------|-------------------|
| | | | As | Cu | Pb |
| Disminución de metal/metaloides en el suelo | <i>Echeveria elegans</i> | Sin adición | 55 % | 60 % | 52 % |
| | | Con adición | 58 % | 68 % | 81 % |
| | <i>Crassula ovata</i> | Sin adición | 29 % | 30 % | 64 % |
| | | Con adición | 50 % | 44 % | 82 % |
| Acumulación de metal/metaloides (mg/kg) | <i>Echeveria elegans</i> | Sin adición | 1,409.92 ± 90.46 | 729.39 ± 80.58 | 1,178.73 ± 153.96 |
| | | Con adición | 1,430.69 ± 183.04 | 978.99 ± 88.43 | 1,603.64 ± 114.87 |
| | <i>Crassula ovata</i> | Sin adición | 2,500.26 ± 175.08 | 1,029.54 ± 9.14 | 1,409.71 ± 72.58 |
| | | Con adición | 3,032.25 ± 99.57 | 1,059.68 ± 57.56 | 2,163.56 ± 117.89 |
| Factores de bioconcentración | <i>Echeveria elegans</i> | Sin adición | 0.57 ± 0.09 | 0.19 ± 0.02 | 0.06 ± 0.01 |
| | | Con adición | 0.58 ± 0.07 | 0.25 ± 0.02 | 0.08 ± 0.01 |
| | <i>Crassula ovata</i> | Sin adición | 1.01 ± 0.07 | 0.27 ± 0.002 | 0.07 ± 0.004 |
| | | Con adición | 1.23 ± 0.19 | 0.28 ± 0.01 | 0.10 ± 0.01 |
| Factores de traslocación | <i>Echeveria elegans</i> | Sin adición | 0.39 ± 0.15 | 0.41 ± 0.06 | 0.51 ± 0.18 |
| | | Con adición | 0.50 ± 0.08 | 0.58 ± 0.07 | 0.92 ± 0.12 |
| | <i>Crassula ovata</i> | Sin adición | 0.18 ± 0.03 | 0.18 ± 0.03 | 0.26 ± 0.04 |
| | | Con adición | 0.11 ± 0.05 | 0.31 ± 0.04 | 0.11 ± 0.02 |

5.6 Biomasa generada por las especies vegetales

A continuación, se muestra la biomasa obtenida por cada especie vegetal en cada experimento.

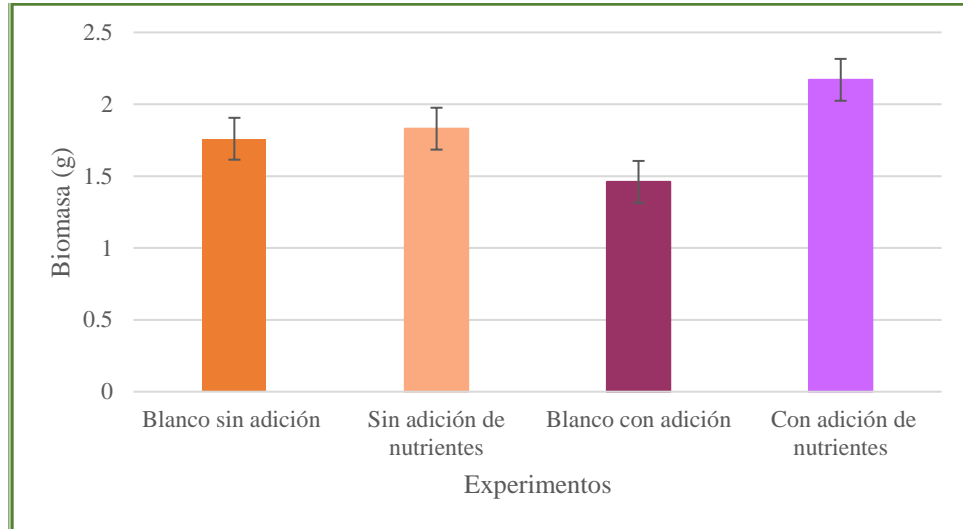


Figura 17. Biomasa de *Echeveria elegans*.

La generación de biomasa en base seca al término del tiempo de exposición (Figura 17) por *Echeveria elegans* fue de 1.83 g en suelo sin adición de nutrientes y de 2.17 g en suelo con adición de nutrientes. La composta mejoró el crecimiento de las plantas debido a la gran disponibilidad de nutrientes (Tandy *et al.*, 2009).

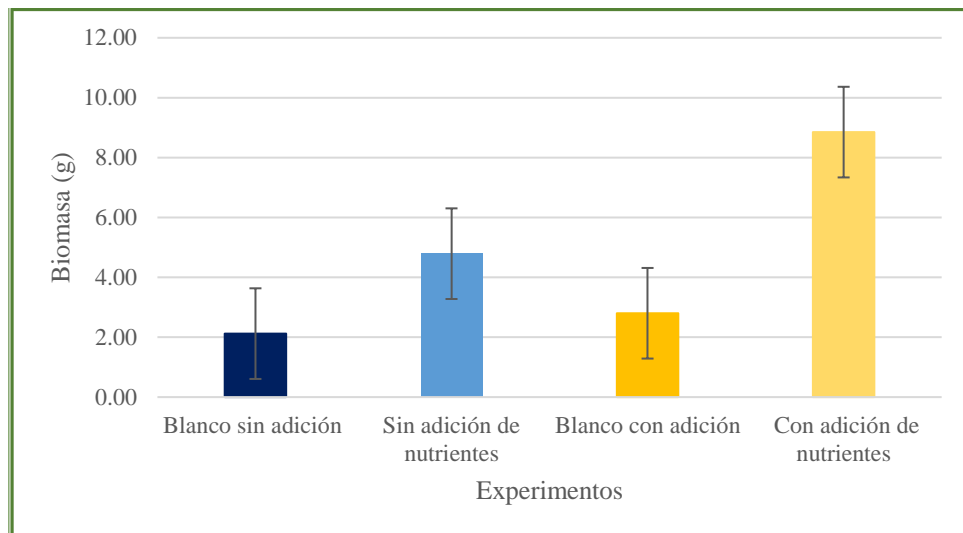


Figura 18. Biomasa de *Crassula ovata*.

Crassula ovata generó 4.79 g en suelo sin adición de nutrientes y de 8.85 g en suelo con adición de nutrientes. Los valores indican que hubo un crecimiento al compararlos con su respectivo blanco (especie en suelo sin contaminantes al inicio de la experimentación).

Las plantas desarrollaron raíces reducidas, sistema de raíces compactas y área foliar pequeña por la exposición a metales y metaloides (Seregin y Ivanov, 2001). De acuerdo con Koeppe *et al.* (1977), la traslocación depende de la fisiología de la especie. En las especies vegetales la baja capacidad de traslocar As, Cu y Pb es un mecanismo de defensa para minimizar la fitotoxicidad (Schmoger *et al.*, 2000).

5.6.1 Generación de residuos peligrosos

Las especies fueron extractoras por lo que son recomendables para la fitoestabilización, pero debido a las concentraciones contenidas en su tejido superior se calculó la biomasa generada como residuo peligroso, se planteó que para remediar 1,000 m², en el cual hay 151,000 kg de suelo contaminado con 2,800 mg As/kg en un tiempo de cosecha de 6 meses se generarían 1,277 kg de *Echeveria elegans* y 1,940.3 kg de *Crassula ovata* (Tabla 11).

Tabla 11. Generación de residuos peligrosos.

| Especie | % de humedad | Biomasa en base seca (g) | Número de plantas/cosecha | Cosechas | Residuos peligrosos (kg) |
|--------------------------|--------------|--------------------------|---------------------------|----------|--------------------------|
| <i>Echeveria elegans</i> | 86 | 1.83 | 44,444 | 23 | 1,277 |
| <i>Crassula ovata</i> | 81 | 4.79 | 44,444 | 21 | 1,940.3 |

Resultados estimados para suelo con adición de nutrientes.

Una opción alterna para el tratamiento de los residuos es mediante su encapsulamiento de acuerdo a la metodología de Ortiz (2020).

5.7 Cinética de fitoextracción

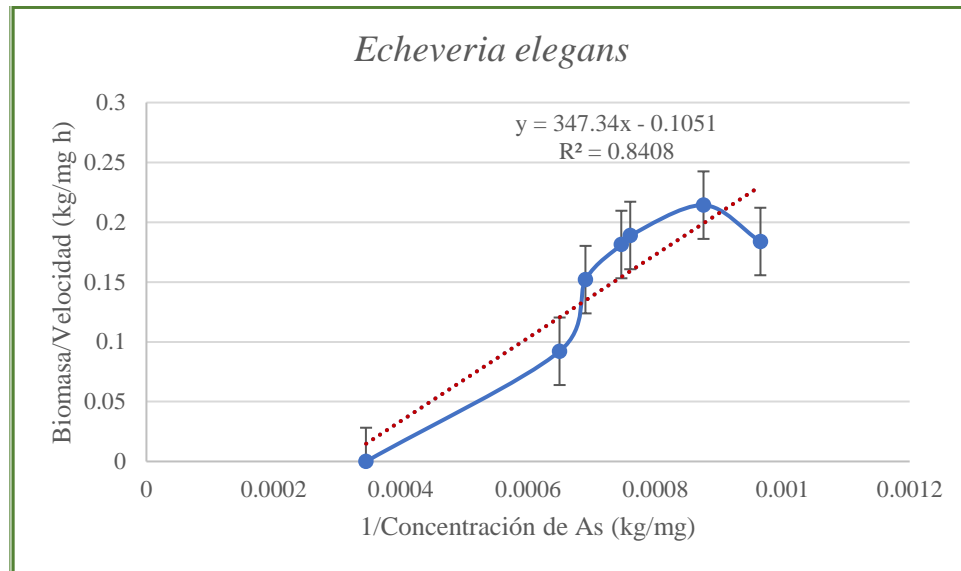


Figura 19. Cinética de fitoextracción de As en suelo con nutrientes.

En la Figura 19 la cinética de fitoextracción de As en suelo con adición de nutrientes no mostró un ajuste lineal de Michaelis-Menten, los valores de ajuste de R^2 fueron de 0.8408, sin embargo se observó que no hay efectos tóxicos en *Echeveria elegans*. Además, se obtuvo el tiempo en que se puede remover la concentración inicial (2,800 mg/kg) en un área de 1,000 m², mediante 44,444 plantas/cosecha, que fue de 10 años, mediante 20 cosechas de 6 meses cada una.

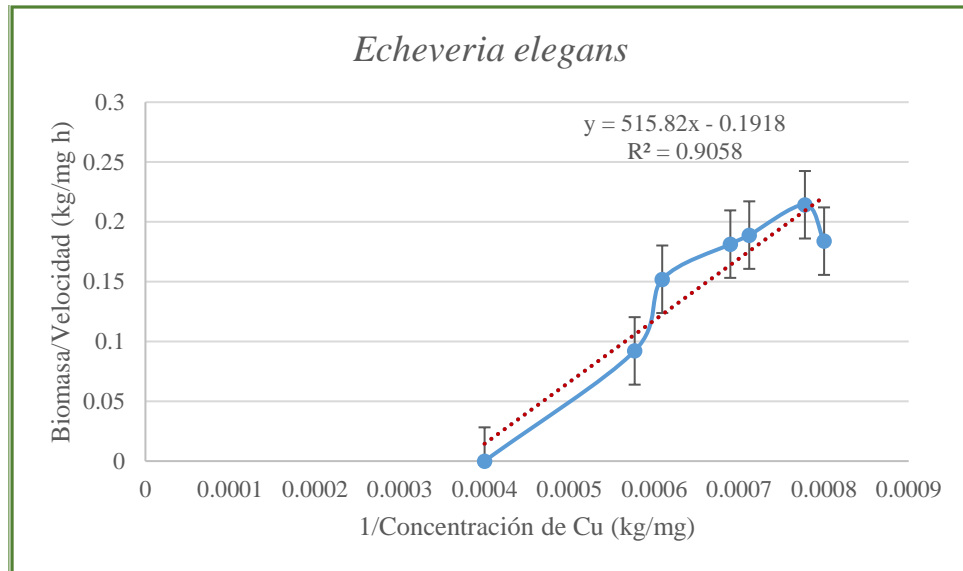


Figura 20. Cinética de fitoextracción de Cu en suelo con nutrientes.

En la Figura 20 la cinética de Cu en suelo con adición de nutrientes no mostró un ajuste lineal de Michaelis-Menten, los valores de ajuste de R^2 fueron de 0.9058, sin embargo se observó que no hay efectos tóxicos en *Echeveria elegans*. Además, se obtuvo el tiempo en que se puede remover la concentración inicial (2,500 mg/kg) en un área de 1,000 m², mediante 44,444 plantas/cosecha, que fue de 7 años, mediante 14 cosechas de 6 meses cada una.

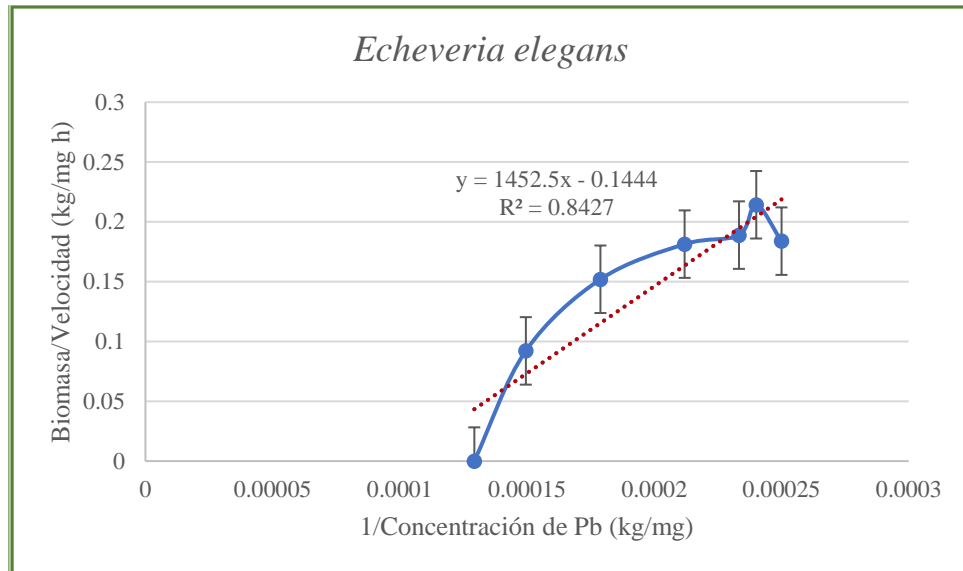


Figura 21. Cinética de fitoextracción de Pb en suelo con nutrientes.

En la Figura 21 la cinética de Pb en suelo con adición de nutrientes no mostró un ajuste lineal de Michaelis-Menten, los valores de ajuste de R^2 fueron de 0.8427, sin embargo se observó que no hay efectos tóxicos en *Echeveria elegans*. También, se obtuvo el tiempo en que se puede remover la concentración inicial (7,700 mg/kg) en un área de 1,000 m², mediante 100,000 plantas/cosecha, que fue de 27 años, mediante 55 cosechas de 6 meses cada una.

No se presentan las cinéticas de As, Cu y Pb de la especie *Crassula ovata* debido a que el tiempo de remoción es excesivo.

Estos resultados indican una baja factibilidad técnica del proceso para suelos con concentraciones muy elevadas de los contaminantes. En el caso de este estudio, como se reportó anteriormente, la concentración inicial de As, de 2,471 mg/kg de suelo, superaba por más de 9 veces el LMP establecido en la norma NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004; el Pb se encontraba inicialmente en una concentración de 20,690 mg/kg, lo que representa 24 veces el límite de la citada norma y el Cu sobrepasó hasta por 42 veces el LMP indicado en la Guía de Calidad de Suelos Industriales de Canadá. No obstante, queda demostrada completamente la posibilidad de aplicar la técnica de fitoextracción para episodios en los cuales los LMP no sean rebasados más allá de 4 o 5 veces, para el arsénico, 10 a 12 veces para el plomo y hasta 20 veces para el cobre.



Capítulo 6



6. Conclusiones

En este proyecto se estudió el proceso de fitorremediación (fitoextracción y fitoestabilización) de As, Cu y Pb empleando dos especies vegetales *Echeveria elegans* y *Crassula ovata*.

Suelo sin adición de nutrientes

Arsénico

La disminución de As en el suelo mediante la *Echeveria elegans*, logró el 55 % de reducción de la concentración de As en un tiempo de contacto de 6 meses, mientras que con *Crassula ovata* solo disminuyó el 29 %. Por lo tanto, con *Echeveria elegans* la concentración de As en el suelo fue menor que con *Crassula ovata*.

Echeveria elegans absorbió 1,409.92 mg/kg y *Crassula ovata* 2,500.26 mg/kg, la cual tuvo mayor capacidad de acumulación de As en las raíces, mientras que en el tejido superior ambas especies pueden acumular As. El FBC de *Crassula ovata* fue $1.01 > 1$, el de *Echeveria elegans* fue $0.57 < 1$ y los FT fueron < 1 en ambas especies.

Cobre

Con *Echeveria elegans* se alcanzó un 60 % de minimización de la concentración inicial, mientras que con *Crassula ovata* sólo el 30 %. Por consiguiente, con *Echeveria elegans* hubo mayor disminución de concentración de Cu en el suelo.

Echeveria elegans absorbió 729.39 mg/kg y *Crassula ovata* 1,029.54 mg/kg, la cual fue más eficiente acumulando Cu en raíces, mientras que en el tejido superior ambas especies lograron acumular Cu. Los FBC y FT fueron < 1 en ambas especies.

Plomo

La disminución de Pb en el suelo, con *Echeveria elegans* se obtuvo un 52 % menos de la concentración inicial, para el caso de *Crassula ovata* se logró un 64 % de disminución de Pb. Por lo tanto, con ambas especies se logró reducir la concentración de Pb en suelo (con poco o gran contenido de nutrientes).

Echeveria elegans fue de 1,178.73 mg/kg y 1,409.71 mg/kg en *Crassula ovata*, ambas especies acumularon Pb en raíces y tejido superior. Los FBC y FT fueron < 1 en ambas especies.

Suelo con adición de nutrientes

Arsénico

La minimización de concentración de As en el suelo mediante *Echeveria elegans* se logró reducir 58 %, mientras que con *Crassula ovata* 50 %, la cual removi6 una concentraci6n mayor a la concentraci6n inicial. Por lo tanto, con ambas especies se redujo la concentraci6n de As en suelo con nutrientes.

Echeveria elegans absorbi6 1,430.69 mg/kg y *Crassula ovata* 3,032.25 mg/kg, la cual tuvo mayor capacidad de acumulaci6n de As en las raices, mientras que en el tejido superior ambas especies acumularon As. El FBC de *Crassula ovata* fue $1.23 > 1$, el de *Echeveria elegans* fue $0.58 < 1$ y los FT fueron < 1 en ambas especies.

Cobre

La reducci6n de concentraci6n de Cu en el suelo con *Echeveria elegans* se obtuvo un 68 % de disminuci6n y 44 % con *Crassula ovata*. Por consiguiente, con *Echeveria elegans* hubo mayor disminuci6n de concentraci6n de Cu en el suelo con gran contenido de nutrientes.

Echeveria elegans concentr6 978.99 mg/kg, mientras que *Crassula ovata* extrajo 1,059.68 mg/kg, la cual fue m6s eficiente acumulando Cu en raices, mientras que en el tejido superior ambas especies acumularon Cu. Los FBC y FT fueron < 1 en ambas especies

Plomo

La disminuci6n de concentraci6n de Pb en el suelo con *Echeveria elegans* se obtuvo 81 % de disminuci6n y 82 % con *Crassula ovata*. Por lo tanto, con ambas especies se minimiz6 la concentraci6n de Pb en suelo (con poco o gran contenido de nutrientes).

Echeveria elegans acumul6 1,603.64 mg/kg y 2,163.56 mg/kg en *Crassula ovata*, la cual fue m6s eficiente acumulando Pb en raices, mientras que *Echeveria elegans* fue m6s eficiente acumulando Pb en su tejido superior. Los FBC y FT fueron < 1 en ambas especies.

Las especies vegetales *Echeveria elegans* y *Crassula ovata* acumularon As, Cu y Pb en suelo con poco y gran contenido de nutrientes, por lo que la interacción entre las especies vegetales y el contenido de nutrientes del suelo no influyó en la reducción de As, Cu y Pb, pero las concentraciones de As, Cu y Pb fueron mayores en el tejido de ambas especies en el suelo con adición de nutrientes. En *Echeveria elegans* fue 1 % As, 34 % Cu y 36 % Pb, mientras que en *Crassula ovata* fue de 21 % As, 3 % Cu y 53 % Pb.

Ambas especies se clasificaron como especies hipertolerantes a As, Cu y Pb en suelo con poco y gran contenido de nutrientes, de acuerdo con los FBC y FT obtenidos.

Los resultados observados de los FBC indicaron que *Crassula ovata* fue más eficiente para extraer As, Cu y Pb del suelo (con poco o gran contenido de nutrientes) que *Echeveria elegans*. Además, los FBC de las plantas en suelo con adición de nutrientes fueron mayores a los del suelo sin adición de nutrientes, los FBC en *Echeveria elegans* fueron 2 % en As, 32 % en Cu y 33 % en Pb, mientras que en *Crassula ovata* 22 % en As, 4 % en Cu y 43 % en Pb.

La mayoría de los FT (a excepción de los valores de As y Pb de *Crassula ovata*) en suelo con adición de nutrientes aumentaron, el FT de *Crassula ovata* para Cu fue 72 % mayor, mientras que los valores de FT de *Echeveria elegans* fueron para As 28 %, Cu 41 % y Pb 80 % más altos en comparación al suelo sin adición de nutrientes.

Estas especies resultaron ser efectivas para la fitoestabilización de As, Cu y Pb. Además, son especies suculentas capaces de resistir en suelos con altos niveles de salinidad y poca agua disponible.

Se demostró la posibilidad de aplicar la técnica de fitoextracción para episodios en los cuales los LMP no sean rebasados más allá de 4 o 5 veces, para el arsénico, 10 a 12 veces para el plomo y hasta 20 veces para el cobre, utilizando las dos especies vegetales durante 6 meses.



Capítulo 7



7. Referencias

- Abou-Shanab, R. A., Ghazlan, H., Ghanem, K., y Moawad, H. (2005). Behaviour of bacterial populations isolated from rhizosphere of *Diplachne fusca* dominant in industrial sites. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 21(6–7), 1095–1101. <https://doi.org/10.1007/s11274-004-0005-6>
- Acosta, J. A., Jansen, B., Kalbitz, K., Faz, A., y Martínez-Martínez, S. (2011). Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere*, 85(8), 1318–1324. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.07.046>
- Adesodun, J. K., Atayese, M. O., Agbaje, T. A., Osadiaye, B. A., Mafe, O. F., y Soretire, A. A. (2010). Phytoremediation potentials of sunflowers (*Tithonia diversifolia* and *Helianthus annuus*) for metals in soils contaminated with zinc and lead nitrates. *Water, Air, and Soil Pollution*, 207, 195–201. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0128-3>
- Ali, H., Khan, E., y Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869–881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- Alkorta, I., Hernández-Allica, J., Becerril, J. M., Amezaga, I., Albizu, I., y Garbisu, C. (2004). Recent Findings on the Phytoremediation of Soils Contaminated with Environmentally Toxic Heavy Metals and Metalloids Such as Zinc, Cadmium, Lead, and Arsenic. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 3(1), 71–90. <https://doi.org/10.1023/B:RESB.0000040059.70899.3d>
- Alloway, B. J. (2013). *Heavy Metals in Soils* (B. J. Alloway (ed.); 3ra. ed, Vol. 22). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>
- Anderson, T. A., Guthrie, E. A., y Walton, B. T. (1993). Bioremediation in the Rhizosphere: Plant roots and associated microbes clean contaminated soil. *Environmental Science and Technology*, 27(13), 2630–2636. <https://doi.org/10.1021/es00049a001>
- ATSDR. (2004). *Resumen de Salud Pública. Cobre*. https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs132.html
- ATSDR. (2007a). Public Health Statement Arsenic. En *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*. <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp2-c1-b.pdf>
- ATSDR. (2007b). *ToxFAQs™ sobre el plomo* (Número Vi). https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts13.pdf
- ATSDR. (2019). *Substance priority list*. <https://www.atsdr.cdc.gov/spl/index.html#2019spl>
- Azizur, Rahman, M., Hasegawa, H., Rahman, M. M., Rahman, M. A., y Miah, M. A. M. (2007). Accumulation of arsenic in tissues of rice plant (*Oryza sativa* L.) and its distribution in fractions of rice grain. *Chemosphere*, 69(6), 942–948. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.05.044>
- Babula, P., Adam, V., Opatrilova, R., Zehnalek, J., Havel, L., y Rene, K. (2009). Uncommon

- Heavy Metals, Metalloids and Their Plant Toxicity: A Review. En E. Lichtfouse (Ed.), *Organic Farming, Pest Control and Remediation of Soil Pollutants* (pp. 275–299). Springer Dordrecht Heidelberg London New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9654-9>
- Baker, a J. M., y Brooks, R. R. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements - a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1(2), 81–126. [https://doi.org/0269-7572/89\\$10](https://doi.org/0269-7572/89$10)
- Baker, A. J. M., y Whiting, S. N. (2002). In search of the Holy Grail - A further step in understanding metal hyperaccumulation? *New Phytologist*, 155(1), 1–7. https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2002.00449_1.x
- Bernal, M. P., Clemente, R., y Walker, D. J. (2007). The role of organic amendments in the bioremediation of heavy metal-polluted soils. En R. W. Gore (Ed.), *Environmental research at the leading edge* (pp. 1–57). Nova science publishers Inc.
- Bertin, C., Yang, X., y Weston, L. A. (2003). The role of root exudates and allelochemicals in the rhizosphere. *Plant and Soil*, 256(1), 67–83. <https://doi.org/10.1023/A:1026290508166>
- Bian, F., Zhong, Z., Wu, S., Zhang, X., Yang, C., y Xiong, X. (2018). Comparison of heavy metal phytoremediation in monoculture and intercropping systems of *Phyllostachys praecox* and *Sedum plumbizincicola* in polluted soil. *International Journal of Phytoremediation*, 20(5), 490–498. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1374339>
- Brokbarthold, M., Wischermann, M., y Marschner, B. (2012). Plant availability and uptake of lead, zinc, and cadmium in soils contaminated with anti-corrosion paint from pylons in comparison to heavy metal contaminated urban soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 223(1), 199–213. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0851-4>
- CCME. (1999). Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health - Copper. En *Canadian Council of Ministers of the Environment*.
- Chaffai, R., y Koyama, H. (2011). Heavy metal tolerance in *Arabidopsis thaliana*. En J.-C. Kader & M. Delseny (Eds.), *Advances in Botanical Research* (1a ed., Vol. 60, pp. 1–49). Elsevier Ltd. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385851-1.00001-9>
- Chandrakar, V., Dubey, A., y Keshavkant, S. (2016). Modulation of antioxidant enzymes by salicylic acid in arsenic exposed glycine max L. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 16(3), 662–676. <https://doi.org/10.4067/s0718-95162016005000048>
- Chandrakar, Vibhuti, Yadu, B., Xalxo, R., Kumar, M., y Keshavkant, S. (2020). Mechanisms of Plant Adaptation and Tolerance to Metal/Metalloid Toxicity. En M. Hasanuzzaman (Ed.), *Plant Ecophysiology and Adaptation under Climate Change: Mechanisms and Perspectives II: Mechanisms of Adaptation and Stress Amelioration* (pp. 107–135). Springer Nature Singapore Pte Ltd. https://doi.org/10.1007/978-981-15-2172-0_6
- Chen, M., Xu, P., Zeng, G., Yang, C., Huang, D., y Zhang, J. (2015). Bioremediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum, pesticides, chlorophenols and heavy metals by composting: Applications, microbes and future

- research needs. *Biotechnology Advances*, 33(6), 745–755.
<https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.05.003>
- Chirakkara, R. A., Comeselle, C., y Reddy, K. R. (2016). Assessing the applicability of phytoremediation of soils with mixed organic and heavy metal contaminants. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 15(2), 299–326.
<https://doi.org/10.1007/s11157-016-9391-0>
- Clemens, S., G.Palmgren, M., y Krämer, U. (2002). A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends in Plant Science*, 7(7), 309–315.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(02\)02295-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1360-1385(02)02295-1)
- Clemente, R., Walker, D. J., y Bernal, M. P. (2005). Uptake of heavy metals and As by Brassica juncea grown in a contaminated soil in Aznalcóllar (Spain): The effect of soil amendments. *Environmental Pollution*, 138(1), 46–58.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.02.019>
- Cushman, J. C. (2001). Crassulacean Acid Metabolism . A Plastic Photosynthetic Adaptation to Arid Environments. *Plant Physiology*, 127(December), 1439–1448.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1104/pp.010818>
- de la Rosa, G., Peralta-Videa, J. R., y Gardea-Torresdey, J. L. (2003). Utilization of ICP/OES for the determination of trace metal binding to different humic fractions. *Journal of Hazardous Materials*, 97(1–3), 207–218. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00262-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00262-5)
- DOF. (2014). *Reglamento de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos*. 31/10/14.
http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/regley/Reg_LGPGIR_311014.pdf
- DOF. (2021a). *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente*. 18/01/21.
http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/148_180121.pdf
- DOF. (2021b). *Ley General para la Prevención y Gestión Integral De Los Residuos*. 18/01/21. http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/263_180121.pdf
- Donati, E. R., Lima, M. A., y Urbieto, M. S. (2018). Microbial Communities and the Interaction with Heavy Metals and Metalloids Impact and Adaptation. En E. R. Donati & National University of La Plata (Eds.), *Heavy metals in the environment Microorganisms and Bioremediation* (pp. 3–14). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Dowd, J. E., y Riggs, D. S. (1965). of Estimates from Various of Michaelis-Menten Kinetic Linear Transformations. *Journal of Biological Chemistry*, 240(2), 863–869.
[https://doi.org/10.1016/S0021-9258\(17\)45254-9](https://doi.org/10.1016/S0021-9258(17)45254-9)
- Elhag, M., Al-Ghamdi, A. A. M., Galal, H. K., y Dahlan, A. (2018). Evaluation of aloe vera L. as phytoremediator of heavy metals contaminated soils in arid environments. *Applied Ecology and Environmental Research*, 16(5), 6033–6045.
https://doi.org/http://dx.doi.org/10.15666/aer/1605_60336045
- Erakhrumen, A. A. (2007). Phytoremediation: an environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation in developing countries. *Educational*

Research and Reviews, 2(7), 151–156.

- Etim, E. E. (2012). Phytoremediation and Its Mechanisms: A Review. *International Journal of Environment and Bioenergy*, 2(3), 120–136.
- FAO. (2021). *Food and Agriculture Organization*. Propiedades del Suelo. [http://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/propiedades-del-suelo/propiedades-fisicas/es/#:~:text=La textura del suelo se,materia orgánica y otras propiedades.](http://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/propiedades-del-suelo/propiedades-fisicas/es/#:~:text=La%20textura%20del%20suelo%20se,materia%20org%C3%A1nica%20y%20otras%20propiedades.)
- Fernández Linares, L. C., Rojas Avelizapa, N. G., Roldán Carrillo, T. G., Ramírez Islas, M. E., Zegarra Martínez, H. G., Uribe Hernández, R., Reyez Ávila, R. J., Flores Hernández, D., y Arce Ortega, J. M. (2006). Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados. En *Instituto Mexicano del Petróleo* (p. 180).
- Fijalkowski, K., Kacprzak, M., Grobelak, A., y Placek, A. (2012). The influence of selected soil parameters on the mobility of heavy metals in soils. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 81–92.
- Filler, D. M., Lindstrom, J. E., Braddock, J. F., Johnson, R. A., y Nickalaski, R. (2001). Integral biopile components for successful bioremediation in the Arctic. *Cold Regions Science and Technology*, 32(2–3), 143–156. [https://doi.org/10.1016/S0165-232X\(01\)00020-9](https://doi.org/10.1016/S0165-232X(01)00020-9)
- Fischer, D., y Glaser, B. (2012). Synergisms between Compost and Biochar for Sustainable Soil Amelioration. En S. Kumar & A. Bharti (Eds.), *Management of Organic Waste*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/31200>
- Galán, E., y Romero, A. J. (2004). Contaminación de Suelos por Metales Pesados. *Macla: revista de la Sociedad Española de Mineralogía*, ISSN 1885-7264, N^o. 10, 2008, págs. 48-60, 10(10), 48–60. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6404529>
- Gao, B., Zhang, X., Tian, C., Zhang, X., y Liu, J. (2020). Effects of amendments and aided phytostabilization of an energy crop on the metal availability and leaching in mine tailings using a pot test. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(3), 2745–2759. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07171-x>
- Garbisu, C., y Alkorta, I. (2003). Basic concepts on heavy metal soil bioremediation. *The European Journal of Mineral Processing and Environmental Protection*, 3(1), 58–66.
- Göhre, V., y Paszkowski, U. (2006). Contribution of the arbuscular mycorrhizal symbiosis to heavy metal phytoremediation. *Planta*, 223(6), 1115–1122. <https://doi.org/10.1007/s00425-006-0225-0>
- Gomes, H. I. (2012). Phytoremediation for bioenergy: challenges and opportunities. *Environmental Technology Reviews*, 1(1), 59–66. <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/09593330.2012.696715>
- Gonzaga, M. I. S., Ma, L. Q., Santos, J. A. G., y Matias, M. I. S. (2009). Rhizosphere characteristics of two arsenic hyperaccumulating Pteris ferns. *Science of the Total Environment*, 407(16), 4711–4716. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.04.037>
- Gregorich, E. G., Beare, M. H., McKim, U. F., y Skjemstad, J. O. (2006). Chemical and

- Biological Characteristics of Physically Uncomplexed Organic Matter. *Soil Science Society of America Journal*, 70(3), 975–985. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0116>
- Guerriero, G., Deshmukh, R., y Durgesh K., T. (2020). Metalloids in Plants Advances and Future Prospects. En R. Deshmukh, D. K. Tripathi, & G. Guerriero (Eds.), *Wiley* (1a ed.). John Wiley & Sons Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781119487210>
- Gul, I., Manzoor, M., Kallerhoff, J., y Arshad, M. (2020). Enhanced phytoremediation of lead by soil applied organic and inorganic amendments: Pb phytoavailability, accumulation and metal recovery. *Chemosphere*, 258. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127405>
- Guterres, J., Rossato, L., Doley, D., y Pudmenzky, A. (2019). A new conceptual framework for plant responses to soil metals based on metal transporter kinetic parameters. *Journal of Hazardous Materials*, 364, 449–467. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.09.026>
- He, Z. L., Yang, X. E., y Stoffella, P. J. (2005). Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Trace Elements in Medicine and Biology*, 19, 125–140. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.010>
- Hildebrandt, U., Regvar, M., y Bothe, H. (2007). Arbuscular mycorrhiza and heavy metal tolerance. *Phytochemistry*, 68(1), 139–146. <https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2006.09.023>
- Hoorman, J. J., y Islam, R. (2010). *Understanding Soil Microbes and Nutrient Recycling*. Ohioline Ohio State University Extension. <https://ohioline.osu.edu/factsheet/SAG-16>
- Hu, R., Sun, K., Su, X., Pan, Y. X., Zhang, Y. F., y Wang, X. P. (2012). Physiological responses and tolerance mechanisms to Pb in two xerophils: *Salsola passerina* Bunge and *Chenopodium album* L. *Journal of Hazardous Materials*, 205–206, 131–138. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.12.051>
- INEGI. (2018). *Banco de Indicadores*. <https://www.inegi.org.mx/app/indicadores/?t=261&ag=00#divFV6207129523>
- Jamil, S., Abhilash, P. C., Singh, N., y Sharma, P. N. (2009). *Jatropha curcas*: A potential crop for phytoremediation of coal fly ash. *Journal of Hazardous Materials*, 172(1), 269–275. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.07.004>
- Jones, L. A. (2011). Anatomical adaptations of four *Crassula* species to water availability. *Bioscience Horizons*, 4(1), 13–22. <https://doi.org/10.1093/biohorizons/hzr002>
- Kabata-Pendias, A. (2010). Trace Elements in Soils and Plants. En *Journal of Chemical Information and Modeling* (4a ed.). CRC Press.
- Kader, M., Lamb, D. T., Wang, L., Megharaj, M., y Naidu, R. (2016). Predicting copper phytotoxicity based on pore-water pCu. *Ecotoxicology*, 25(3), 481–490. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1605-7>
- Karami, N., Clemente, R., Moreno-Jiménez, E., Lepp, N. W., y Beesley, L. (2011). Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. *Journal of Hazardous Materials*, 191(1–3), 41–

48. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.04.025>
- Kidd, P., Barceló, J., Bernal, M. P., Navari-Izzo, F., Poschenrieder, C., Shilev, S., Clemente, R., y Monterroso, C. (2009). Trace element behaviour at the root-soil interface: Implications in phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany*, 67(1), 243–259. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2009.06.013>
- Koen Oorts. (2013). Copper. En B. J. Alloway (Ed.), *Heavy Metals in Soils* (3a ed., Vol. 22, Número 9, pp. 367–394). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>
- Koeppel, D. E. (1977). The uptake, distribution, and effect of cadmium and lead in plants. *The Science of the Total Environment*, 7(3), 197–206.
- Kopittke, P. M., Menzies, N. W., Wang, P., Mckenna, B. A., Wehr, J. B., Lombi, E., Kinraide, T. B., y Blamey, F. P. C. (2014). The rhizotoxicity of metal cations is related to their strength of binding to hard ligands. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(2), 268–277. <https://doi.org/10.1002/etc.2435>
- Kuo, S., Jellum, E. J., y Baker, A. S. (1985). Effects of soil type, liming, and sludge application on zinc and cadmium availability to swiss chard. *Soil Science*, 139(2), 122–130. <https://doi.org/10.1097/00010694-198502000-00005>
- Leitenmaier, B., y Küpper, H. (2013). Compartmentation and complexation of metals in hyperaccumulator plants. *Frontiers in Plant Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00374>
- Li, M., Zhang, J., Yang, X., Zhou, Y., Zhang, L., Yang, Y., Luo, L., y Yan, Q. (2021). Responses of ammonia-oxidizing microorganisms to biochar and compost amendments of heavy metals-polluted soil. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 102, 263–272. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.09.029>
- Lone, M. I., He, Z. L., Stoffella, P. J., y Yang, X. E. (2008). Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives. *Journal of Zhejiang University Science B*, 9(3), 210–220. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710633>
- Lutts, S., y Lefèvre, I. (2015). How can we take advantage of halophyte properties to cope with heavy metal toxicity in salt-affected areas? *Annals of Botany*, 115(3), 509–528. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu264>
- Lvova, L., y Nadporozhskaya, M. (2017). Chemical sensors for soil analysis: principles and applications. En *New Pesticides and Soil Sensors*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-804299-1.00018-7>
- Mahmood, T. (2010). Phytoextraction of heavy metals - the process and scope for remediation of contaminated soils. *Soil & Environ*, 29(2), 91–109.
- Malik, R. N., Husain, S. Z., y Nazir, I. (2010). Heavy metal contamination and accumulation in soil and wild plant species from industrial area of Islamabad, Pakistan. *Pakistan Journal of Botany*, 42(1), 291–301.
- Melgar-Ramírez, R., González, V., Sánchez, J. A., y García, I. (2012). Effects of application

- of organic and inorganic wastes for restoration of sulphur-mine soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 223(9), 6123–6131. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1345-8>
- Mendez, M. O., y Maier, R. M. (2008). Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments - An emerging remediation technology. *Environmental Health Perspectives*, 116(3), 278–283.
- Murray, H., Pinchin, T. A., y Macfie, S. M. (2011). Compost application affects metal uptake in plants grown in urban garden soils and potential human health risk. *Journal of Soils and Sediments*, 11(5), 815–829. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0359-y>
- Negi, S. (2018). Heavy metal accumulation in *Portulaca oleracea* Linn. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*, 7(3), 2978–2982.
- Nortcliff, S. (2002). Standardisation of soil quality attributes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88, 161–168.
- Novo, L. A. B., Covelo, E. F., y González, L. (2013). The use of waste-derived amendments to promote the growth of Indian mustard in copper mine tailings. *Minerals Engineering*, 53, 24–30. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2013.07.004>
- Ortiz, T. (2020). *Tratamiento de un suelo contaminado con escorias de plomo mediante las técnicas de lavado y encapsulamiento*. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco.
- Pandey, V. C., y Bajpai, O. (2019). Phytoremediation : From Theory Toward Practice. En V. C. Pandey & K. Baudh (Eds.), *Phytomanagement of Polluted Sites*. (pp. 1–49). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813912-7.00001-6>
- Peer, W. A., Baxter, I. R., Richards, E. L., Freeman, J. L., y Murphy, A. S. (2005). Phytoremediation and hyperaccumulator plants. En M. J. Tamás & E. Martinoia (Eds.), *Molecular Biology of Metal Homeostasis and Detoxification* (Vol. 14, pp. 299–340). Springer-Verlag Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/4735_100
- Pérez-De-Mora, A., Burgos, P., Madejón, E., Cabrera, F., Jaekel, P., y Schloter, M. (2006). Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: Effects of plant growth and different amendments. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(2), 327–341. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.05.010>
- Pichtel, J., Kuroiwa, K., y Sawyerr, H. T. (2000). Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated sites. *Environmental Pollution*, 110(1), 171–178. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00272-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00272-9)
- Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56, 15–39. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>
- Pilon, M., Abdel-Ghany, S. E., Cohu, C. M., Gogolin, K. A., y Ye, H. (2006). Copper cofactor delivery in plant cells. *Current Opinion in Plant Biology*, 9(3), 256–263. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2006.03.007>
- Rajkumar, M., Sandhya, S., Prasad, M. N. V., y Freitas, H. (2012). Perspectives of plant-associated microbes in heavy metal phytoremediation. *Biotechnology Advances*, 30,

1562–1574. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2012.04.011>

- Ramos-Miras, J. J., Díaz-Fernández, P., SanJosé-Wery, A., Rodríguez-Martin, J. A., Roca, N., Bech, J., Roca-Perez, L., Boluda, R., y Gil, C. (2014). Influence of parent material and soil use on arsenic forms in soils: A case study in the Amblés Valley (Castilla-León, Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, 147, 260–267. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.09.003>
- Reichman, S. M. (2002). *The Responses of Plants to Metal Toxicity: A review focusing on Copper, Manganese and Zinc*. Australian Minerals & Energy Environment Foundation.
- Renella, G., Mench, M., Gelsomino, A., Landi, L., y Nannipieri, P. (2005). Functional activity and microbial community structure in soils amended with bimetallic sludges. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(8), 1498–1506. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.01.013>
- Reyes Jaramillo, I. (1996). *Fundamentos teórico-prácticos de temas selectos de la ciencia del suelo*. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.
- Reyes, P., Islas, M. de los A., Zorzano, O., Carrillo, P., Silva, F., y Brachet, C. (2011). *Manual del perfil diagnóstico del género Echeveria en México* (1a ed.). Universidad Autónoma Chapingo.
- Romeiro, S., Lagôa, A. M. M. A., Furlani, P. R., De Abreu, C. A., De Abreu, M. F., y Erismann, N. M. (2006). Lead uptake and tolerance of *Ricinus communis* L. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 18(4), 483–489.
- Sabir, M., Zia-ur-Rehman, M., Hakeem, K. R., y Saifullah. (2015). Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils Using Organic Amendments: Prospects and Challenges. En *Soil Remediation and Plants* (pp. 503–523). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-799937-1.00017-6>
- Sakakibara, M., Ohmori, Y., Ha, N. T. H., Sano, S., y Sera, K. (2011). Phytoremediation of heavy metal-contaminated water and sediment by *Eleocharis acicularis*. *Clean - Soil, Air, Water*, 39(8), 735–741. <https://doi.org/10.1002/clen.201000488>
- Salem, Hanaa, M., Eweida, A., E., y Farag, A. (2000). Heavy Metals in Drinking Water and Their Environmental Impact on Human Health. *Icehm*, 542–556. <https://doi.org/10.115728977>
- Schmoger, M. E. V., Oven, M., y Grill, E. (2000). Detoxification of arsenic by phytochelatin in plants. *Plant Physiology*, 122(3), 793–801.
- SEMARNAT. (2002). *Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis*. Diario Oficial de la Federación.
- SEMARNAT. (2006). *Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005 Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos*. Diario oficial de la Federación.
- SEMARNAT. (2007). *Norma Oficial Mexicana. NOM- 147-SEMARNAT/SSA1-2004. Que*

establece los criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, ta. Diario oficial de la Federación.

- Seregin, I. V., y Ivanov, V. B. (2001). Physiological Aspects of Cadmium and Lead Toxic Effects. *Russian Journal of Plant Physiology*, 48(4), 523–544.
- Shabani, N., y Sayadi, M. H. (2012). Evaluation of heavy metals accumulation by two emergent macrophytes from the polluted soil: An experimental study. *Environmentalist*, 32(1), 91–98. <https://doi.org/10.1007/s10669-011-9376-z>
- Shah, V., y Daverey, A. (2020). Phytoremediation : A multidisciplinary approach to clean up heavy metal contaminated soil. *Environmental Technology & Innovation*, 18, 100774. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100774>
- Sharma, A., y Nagpal, A. K. (2018). Soil amendments: a tool to reduce heavy metal uptake in crops for production of safe food. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 17(1), 187–203. <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9451-0>
- Sharma, P., Jha, A. B., Dubey, R. S., y Pessarakli, M. (2012). Reactive Oxygen Species, Oxidative Damage, and Antioxidative Defense Mechanism in Plants under Stressful Conditions. *Journal of Botany*, 2012, 1–26. <https://doi.org/10.1155/2012/217037>
- Sheng, X.-F., y Xia, J.-J. (2006). Improvement of rape (*Brassica napus*) plant growth and cadmium uptake by cadmium-resistant bacteria. *Chemosphere*, 64(6), 1036–1042. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.01.051>
- Sheoran, V., Sheoran, A. S., y Poonia, P. (2011). Role of hyperaccumulators in phytoextraction of metals from contaminated mining sites: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(2), 168–214. <https://doi.org/10.1080/10643380902718418>
- Sherameti, I., y Varma, A. (2010). *Soil Heavy Metals* (I. Sherameti & A. Varma (eds.); Vol. 19). Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-02436-8>
- Sherene. (2010). Mobility and transport of heavy metals in polluted soil environment. *Biological Forum —An International Journal*, 2(2), 112–121.
- Shi, W., Bischoff, M., Turco, R., y Konopka, A. (2002). Long-term effects of chromium and lead upon the activity of soil microbial communities. *Applied Soil Ecology*, 21(2), 169–177. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(02\)00062-8](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(02)00062-8)
- Singh, A. P., Dixit, G., Mishra, S., Dwivedi, S., Tiwari, M., Mallick, S., Pandey, V., Trivedi, P. K., Chakrabarty, D., y Tripathi, R. D. (2015). Salicylic acid modulates arsenic toxicity by reducing its root to shoot translocation in rice (*Oryza sativa* L.). *Frontiers in Plant Science*, 6, 1–12. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00340>
- Singh, B. R., Gupta, S. K., Azaizeh, H., Shilev, S., Sudre, D., Song, W. Y., Martinoia, E., y Mench, M. (2011). Safety of food crops on land contaminated with trace elements. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 91(8), 1349–1366. <https://doi.org/10.1002/jsfa.4355>

- Soil Survey Staff. (1999). *Soil Taxonomy A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys* (Natural Resources Conservation Service. & U.S. Department of Agriculture. (eds.); 2a ed.).
- Susarla, S., Medina, V. F., y McCutcheon, S. C. (2002). Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*, 18(5), 647–658.
- Tandy, S., Healey, J. R., Nason, M. A., Williamson, J. C., y Jones, D. L. (2009). Remediation of metal polluted mine soil with compost: Co-composting versus incorporation. *Environmental Pollution*, 157(2), 690–697. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.08.006>
- Tangahu, B. V., Sheikh Abdullah, S. R., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., y Mukhlisin, M. (2011). A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, 2011, 31. <https://doi.org/10.1155/2011/939161>
- Tong, Y. P., Kneer, R., y Zhu, Y. G. (2004). Vacuolar compartmentalization: A second-generation approach to engineering plants for phytoremediation. *Trends in Plant Science*, 9(1), 7–9. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2003.11.009>
- Tripathi, D. K., Singh, S., Singh, S., Chauhan, D. K., Dubey, N. K., y Prasad, R. (2016). Silicon as a beneficial element to combat the adverse effect of drought in agricultural crops: Capabilities and future possibilities. *Water Stress and Crop Plants: A Sustainable Approach*, 2, 682–694. <https://doi.org/10.1002/9781119054450.ch39>
- Tripathi, R. D., Srivastava, S., Mishra, S., Singh, N., Tuli, R., Gupta, D. K., y Maathuis, F. J. M. (2007). Arsenic hazards: strategies for tolerance and remediation by plants. *Trends in Biotechnology*, 25(4), 158–165. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2007.02.003>
- Ullah, A., Mushtaq, H., Ali, H., Munis, M. F. H., Javed, M. T., y Chaudhary, H. J. (2015). Diazotrophs-assisted phytoremediation of heavy metals: a novel approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(4), 2505–2514. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3699-5>
- US EPA. (1999). *Ground Water Issue Fundamentals of soil science as applicable to management of hazardous wastes*.
- US EPA. (2007a). *EPA 3051A Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils*.
- US EPA. (2007b). *The use of soil amendments for remediation, revitalization, and reuse*. <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:The+Use+of+Soil+Amendments+for+Remediation,+Revitalization,+and+Reuse#1>
- USDA. (2000). Composting. En *National Engineering handbook*.
- Van Assche, F., y Clijsters, H. (1990). Effects of metals on enzyme activity in plants. *Plant, Cell & Environment*, 13(3), 195–206.
- van der Ent, A., Baker, A. J. M., Reeves, R. D., Pollard, A. J., y Schat, H. (2013). Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: Facts and fiction. *Plant and*

- Soil*, 362, 319–334. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1287-3>
- Wang, S., y Mulligan, C. N. (2006). Effect of natural organic matter on arsenic release from soils and sediments into groundwater. *Environmental Geochemistry and Health*, 28(3), 197–214. <https://doi.org/10.1007/s10653-005-9032-y>
- Weil, R. R., y Brady, N. C. (2017). *The Nature and Properties of Soils* (Global Edition (ed.); 15a ed.). Pearson Education Limited.
- Wierzbicka, M. H., Przedpeńska, E., Ruzik, R., Ouerdane, L., Połec-Pawlak, K., Jarosz, M., Szpunar, J., y Szakiel, A. (2007). Comparison of the toxicity and distribution of cadmium and lead in plant cells. *Protoplasma*, 231, 99–111. <https://doi.org/10.1007/s00709-006-0227-6>
- Wu, Q., Wang, S., Thangavel, P., Li, Q., Zheng, H., Bai, J., y Qiu, R. (2011). Phytostabilization potential of *Jatropha curcas* L. in polymetallic acid mine tailings. *International Journal of Phytoremediation*, 13(8), 788–804. <https://doi.org/10.1080/15226514.2010.525562>
- Wuana, R. A., y Okieimen, F. E. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *ISRN Ecology*, 2011, 1–20. <https://doi.org/10.5402/2011/402647>
- Xalxo, R., y Sahu, K. (2017). Acid rain-induced oxidative stress regulated metabolic interventions and their amelioration mechanisms in plants. *Biologia (Poland)*, 72(12), 1387–1393. <https://doi.org/10.1515/biolog-2017-0171>
- Xv, L., Ge, J., Tian, S., Wang, H., Yu, H., Zhao, J., y Lu, L. (2020). A Cd/Zn Co-hyperaccumulator and Pb accumulator, *Sedum alfredii*, is of high Cu tolerance. *Environmental Pollution*, 263(114401), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114401>
- Yadav, K. K., Gupta, N., Kumar, A., Reece, L. M., Singh, N., Rezaia, S., y Ahmad Khan, S. (2018). Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospects. *Ecological Engineering*, 120(May), 274–298. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.039>
- Yang, X., Long, X., Ni, W., y Fu, C. (2002). *Sedum alfredii* H: A new Zn hyperaccumulating plant first found in China. *Chinese Science Bulletin*, 47(19), 1634–1637. <https://doi.org/10.1360/02tb9359>
- Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., y Ma, L. Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*, 368, 456–464. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016>
- Young, S. D. (2013). Chemistry of Heavy Metals and Metalloids in Soils. En B. J. Alloway (Ed.), *Heavy Metals in Soils* (3a ed., Vol. 22, Número 9, pp. 51–95). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>
- Yruela, I. (2015). Copper. En A. V. Barker & D. J. Pilbeam (Eds.), *Handbook of Plant Nutrition* (2a ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b18458>

- Zacchini, M., Pietrini, F., Scarascia Mugnozza, G., Iori, V., Pietrosanti, L., y Massacci, A. (2009). Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics. *Water, Air, and Soil Pollution*, 197, 23–34. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9788-7>
- Zaidi, S., Usmani, S., Singh, B. R., y Musarrat, J. (2006). Significance of *Bacillus subtilis* strain SJ-101 as a bioinoculant for concurrent plant growth promotion and nickel accumulation in *Brassica juncea*. *Chemosphere*, 64(6), 991–997. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.12.057>
- Zeller, B., y Dambrine, E. (2011). Coarse particulate organic matter is the primary source of mineral N in the topsoil of three beech forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(3), 542–550. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.11.019>
- Zeng, F., Ali, S., Zhang, H., Ouyang, Y., Qiu, B., Wu, F., y Zhang, G. (2011). The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environmental Pollution*, 159(1), 84–91.
- Zhang, C., Sale, P. W. G., Clark, G. J., Liu, W., Doronila, A. I., Kolev, S. D., y Tang, C. (2015). Succulent species differ substantially in their tolerance and phytoextraction potential when grown in the presence of Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, and Zn. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(23), 18824–18838. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5046-x>
- Zhou, W., y Qiu, B. (2005). Effects of cadmium hyperaccumulation on physiological characteristics of *Sedum alfredii* Hance (Crassulaceae). *Plant Science*, 169, 737–745. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2005.05.030>
- Zulfiqar, U., Farooq, M., Hussain, S., Maqsood, M., Hussain, M., Ishfaq, M., Ahmad, M., y Zohaib, M. (2019). Lead toxicity in plants: Impacts and remediation. *Journal of Environmental Management*, 250(109557), 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109557>



Apéndice



Apéndice

Análisis estadístico

Después de la recolección de datos se formularon hipótesis estadísticas para sustentar los resultados de la experimentación.

Se verificó la distribución normal de los datos obtenidos, la mayoría de los datos tuvieron una distribución normal, por lo que se utilizó ANOVA de un factor y de dos factores. En la reducción de la concentración de contaminantes en el suelo se obtuvo una distribución no normal, por lo que se utilizó Kruskal Wallis. Lo anteriormente descrito se realizó mediante el programa estadístico IBM SPSS Statistics.

Las suposiciones que se llevaron a cabo para sustentar los resultados de los experimentos con un nivel de certeza del 95 % son las siguientes:

- Capacidad de reducción de contaminantes de las especies del suelo.
- Capacidad de acumulación de contaminantes de las especies (en raíz y parte aérea).
- Comparación de reducción de contaminantes de las especies del suelo sin y con adición de nutrientes.

Verificación de distribución normal

Se llevaron a cabo pruebas de normalidad para corroborar la distribución normal de los datos obtenidos, mediante las pruebas de Kolmogorov Smirnov y Shapiro Wilk, los resultados se observan en la Tabla 12.

Tabla 12. Verificación de la distribución normal.

| Suposición | Tratamientos | |
|--|---|--|
| | Suelo sin adición de nutrientes | Suelo con adición de nutrientes |
| Capacidad de reducción de contaminantes de las especies del suelo As Cu Pb | Distribución normal Distribución no normal Distribución no normal | Distribución no normal Distribución normal Distribución normal |
| Capacidad de acumulación de contaminantes de las especies en raíz As Cu Pb | Distribución normal | Distribución normal |
| Capacidad de acumulación de contaminantes de las especies en parte aérea As Cu Pb | Distribución normal | Distribución normal |
| Comparación de reducción de contaminantes de las especies del suelo sin y con adición de nutrientes. As Cu Pb | Distribución normal Distribución normal Distribución normal | |

Selección de Prueba

Paramétrica

Para la suposición de reducción de As, Cu y Pb en suelo se realizó el ANOVA para ambas especies, con una confiabilidad del 95 %, en las siguientes tablas (13, 14 y 15) se puede apreciar los resultados:

Tabla 13. ANOVA de reducción de contaminantes en suelo.

| Variable de respuesta | Experimento | Valor-p frente α | Resultado | Interpretación |
|-----------------------|---------------------------------|-------------------------|---------------------|---|
| As | Suelo sin adición de nutrientes | 0.001<0.05 | Se rechaza la H_0 | Existe una diferencia significativa en la reducción de As entre las especies |
| | Suelo con adición de nutrientes | - | - | - |
| Cu | Suelo sin nutrientes | - | - | - |
| | Suelo con nutrientes | 0.000<0.05 | Se rechaza la H_0 | Existe una diferencia significativa en la reducción de Cu entre las especies |
| Pb | Suelo sin nutrientes | - | - | - |
| | Suelo con nutrientes | 0.400>0.05 | Se rechaza la H_a | No existe una diferencia significativa en la reducción de Pb entre las especies |

Tabla 14. ANOVA de acumulación en especies en raíz.

| Variable de respuesta | Experimento | Valor-p frente α | Resultado | Interpretación |
|-----------------------|---------------------------------|-------------------------|------------------------------|---|
| As | Suelo sin adición de nutrientes | 0.020<0.05 | Se rechaza la H ₀ | Existe una diferencia significativa en la acumulación de As en raíz entre las especies |
| | Suelo con adición de nutrientes | 0.029<0.05 | Se rechaza la H ₀ | |
| Cu | Suelo sin adición de nutrientes | 0.037<0.05 | Se rechaza la H ₀ | Existe una diferencia significativa en la acumulación de Cu en raíz entre las especies |
| | Suelo con adición de nutrientes | 0.067>0.05 | Se rechaza la H _a | No existe una diferencia significativa en la acumulación de Cu en raíz entre las especies |
| Pb | Suelo sin adición de nutrientes | 0.165>0.05 | Se rechaza la H _a | No existe una diferencia significativa en la acumulación de Pb en raíz entre las especies |
| | Suelo con adición de nutrientes | 0.000<0.05 | Se rechaza la H ₀ | Existe una diferencia significativa en la acumulación de Pb en raíz entre las especies |

Tabla 15. ANOVA de acumulación en especies en parte aérea.

| Variable de respuesta | Experimento | Valor-p frente α | Resultado | Interpretación |
|-----------------------|---------------------------------|-------------------------|------------------------------|---|
| As | Suelo sin adición de nutrientes | 0.717 > 0.05 | Se rechaza la H _a | No existe una diferencia significativa en la acumulación de As en parte aérea entre las especies. |
| | Suelo con adición de nutrientes | 0.169 > 0.05 | Se rechaza la H _a | |
| Cu | Suelo sin adición de nutrientes | 0.130 > 0.05 | Se rechaza la H _a | No existe una diferencia significativa en la acumulación de Cu en parte aérea entre las especies. |
| | Suelo con adición de nutrientes | 0.255 > 0.05 | Se rechaza la H _a | |
| Pb | Suelo sin adición de nutrientes | 0.360 > 0.05 | Se rechaza la H _a | No existe una diferencia significativa en la acumulación de Pb en parte aérea entre las especies. |
| | Suelo con adición de nutrientes | 0.001 < 0.05 | Se rechaza la H ₀ | Existe una diferencia significativa en la acumulación de Pb en parte aérea entre las especies. |

Se llevó a cabo un ANOVA de dos factores, para conocer la interacción entre la reducción de concentración de cada contaminante por cada especie en suelo sin adición y con adición de nutrientes (Tabla 16).

Tabla 16. ANOVA de la interacción entre la reducción en suelo (sin y con adición de nutrientes) y especie.

| Variable de respuesta | Fuente de variabilidad | Valor-p frente α | Resultado | Interpretación |
|-----------------------|---|--|------------------------------|---|
| As | Especie Nutrientes Especie*Nutrientes | 0.013<0.05 0.003<0.05 0.147>0.05 | Se rechaza la H _a | No existe una diferencia significativa en la interacción entre las especies y el contenido de nutrientes del suelo para la reducción de As del suelo. |
| Cu | Especie Nutrientes Especie*Nutrientes | 0.000<0.05 0.000<0.05 0.917>0.05 | Se rechaza la H _a | No existe una diferencia significativa en la interacción entre las especies y el contenido de nutrientes del suelo para la reducción de Cu del suelo. |
| Pb | Especie Nutrientes Especie*Nutrientes | 0.587>0.05 0.000<0.05 0.971>0.05 | Se rechaza la H _a | No existe una diferencia significativa en la interacción entre las especies y el contenido de nutrientes del suelo para la reducción de Pb del suelo. |

No Paramétrica

Para la suposición de reducción de As, Cu y Pb en suelo se utilizó la prueba de Kruskal Wallis para ambas especies, con una confiabilidad del 95 %, en la Tabla 17 se puede apreciar los resultados.

Tabla 17. Prueba de Kruskal Wallis de reducción de contaminantes en suelo.

| Variable de respuesta | Experimento | Valor-p frente α | Resultado | Interpretación |
|-----------------------|----------------------|-------------------------|---------------------|---|
| As | Suelo sin nutrientes | - | - | - |
| | Suelo con nutrientes | 0.268 > 0.05 | Se rechaza la H_a | No existe una diferencia significativa en la reducción de As entre las especies |
| Cu | Suelo sin nutrientes | 0.000 < 0.05 | Se rechaza la H_0 | Existe una diferencia significativa en la reducción de Cu entre las especies |
| | Suelo con nutrientes | - | - | - |
| Pb | Suelo sin nutrientes | 0.801 > 0.05 | Se rechaza la H_a | No existe una diferencia significativa en la reducción de Pb entre las especies |
| | Suelo con nutrientes | - | - | - |