

**USO DE ESPECIES VEGETALES BIOACUMULADORAS COMO ALTERNATIVA  
SUSTENTABLE EN PROCESOS DE FITORREMEDIACIÓN.**

**GINA MARCELLY JARAMILLO ORTIZ  
DIANA MARCELA TRUJILLO HERRERA**

**UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE PEREIRA  
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES  
PROGRAMA DE ADMINISTRACIÓN AMBIENTAL  
PEREIRA  
2021**

**USO DE ESPECIES VEGETALES BIOACUMULADORAS COMO ALTERNATIVA  
SUSTENTABLE EN PROCESOS DE FITORREMEDIACIÓN.**

**GINA MARCELLY JARAMILLO ORTIZ  
DIANA MARCELA TRUJILLO HERRERA  
TRABAJO DE GRADO  
PARA OPTAR AL TÍTULO DE ADMINISTRADOR AMBIENTAL**

**DIRECTORA  
PhD. ANA MARÍA LÓPEZ GUTIÉRREZ**

**UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE PEREIRA  
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES  
PROGRAMA DE ADMINISTRACIÓN AMBIENTAL  
PEREIRA  
2021**

## ÍNDICE GENERAL

1. RESUMEN	5
2. INTRODUCCIÓN	7
3. JUSTIFICACIÓN	8
4. OBJETIVOS	10
4.1 Objetivo general	10
4.2 Objetivos específicos	10
5. MARCO TEÓRICO	11
6. METODOLOGÍA	15
7. RESULTADOS	16
7.1 IMPLICACIONES AMBIENTALES DE LA CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS	16
7.2 FAMILIAS BOTÁNICAS ACUMULADORAS DE METALES PESADOS	17
7.3 CARACTERÍSTICAS DE TOLERANCIA A METALES PESADOS	27
7.3.1 Características Externas de Tolerancia	31
7.3.2 Características internas de tolerancia	32
8. TÉCNICAS DE REMEDIACION DE METALES PESADOS	45
8.1 Remediación física	45
8.2 Remediación química	46
8.3 Remediación biológica	47
9. CONCLUSIONES	49
10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	50
11. ANEXOS	64

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Efectos de los metales pesados sobre la salud humana	17
Tabla 2. Umbrales de hiperacumulación	19
Tabla 3. Características de tolerancia a metales pesados	39
Tabla 4. Ventajas y desventajas de la fitorremediación	48

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Principales procesos involucrados en la hipertolerancia.	13
Figura 2. <i>Taraxacum officinale</i> .	21
Figura 3. <i>Brassica juncea</i>	22
Figura 4. <i>Silene paradoxa</i> .	23
Figura 5. <i>Ricinus Communis</i>	24
Figura 7. <i>Heliconia psittacorum</i> .	26
Figura 8. <i>Solanum nigrum</i> .	27
Figura 9. Estrategias de plantas para el crecimiento en suelos contaminados	30

## 1. RESUMEN

El contenido de metales pesados en recursos hídricos, suelo y aire se ha incrementado a causa de las actividades humanas como la minería, la industrialización y la agricultura. Esto se ha convertido en un problema ambiental de carácter mundial, ya que representa una amenaza para la salud y bienestar de todos los organismos y seres humanos debido al potencial que tienen los metales pesados para bioacumularse y biomagnificarse a lo largo de la cadena alimentaria.

Existen diversos métodos físicos, químicos y biológicos para el tratamiento de la contaminación por metales pesados. La fitorremediación es una alternativa a los métodos convencionales que utiliza la capacidad de algunas especies vegetales para acumular, absorber y/o acumular sustancias tóxicas. En este trabajo se describen las familias botánicas *Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Euphorbiaceae*, *Violaceae*, *Heliconiaceae* y *Solanaceae* que han demostrado potencial para fitorremediación, así como también sus características morfológicas y fisiológicas que pueden estar participando en la tolerancia a metales pesados. Estas características consisten en la formación de micorrizas, el secuestro del metal en la pared celular de la planta, así como la precipitación con exudados radicales, la reducción de la absorción del metal por la membrana plasmática y la quelación del metal en el citosol por fitoquelatinas, metalotioneinas, histidina y prolina en forma libre (González-Mendoza, D., & Zapata-Pérez, O. 2017). También se hace una revisión de las implicaciones ambientales de la contaminación por metales pesados y de las ventajas y desventajas del uso de especies vegetales para la remediación del recurso hídrico y suelo.

**Palabras clave:** fitorremediación, metales pesados, plantas hiperacumuladoras, fisiología, morfología.

## ABSTRACT

The content of heavy metals in water resources, soil and air has increased due to human activities such as mining, industrialization, and agriculture. This has become a global environmental problem, as it represents a threat to the health and well-being of all organisms and human beings due to the potential that heavy metals must bioaccumulate and biomagnify throughout the food chain.

There are various physical, chemical, and biological methods for treating heavy metal contamination. Phytoremediation is an alternative to conventional methods that uses the ability of some plant species to accumulate, absorb and / or accumulate toxic substances. This work describes the botanical families *Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Euphorbiaceae*, *Violaceae*, *Heliconiaceae* and *Solanaceae* that have demonstrated potential for phytoremediation, as well as their morphological and physiological characteristics that may be participating in tolerance to heavy metals. These characteristics consist of the formation of mycorrhizae, the sequestration of the metal in the cell wall of the plant, as well as the precipitation with radical exudates, the reduction of the absorption of the metal by the plasma membrane and the chelation of the metal in the cytosol by phytochelatins, metallothioneins, histidine and proline in free form (González-Mendoza, D., & Zapata-Pérez, O. 2017). A review is also made of the environmental implications of heavy metal contamination and the advantages and disadvantages of the use of plant species for the remediation of water resources and soil.

**Key words:** phytoremediation, heavy metals, hyperaccumulator plants, physiology, morphology.

## 2. INTRODUCCIÓN

La contaminación por metales pesados representa una problemática mundial, estos tienden a persistir indefinidamente en el medio ambiente, comprometiendo el bienestar y equilibrio de la fauna y la flora existente en un ecosistema además de afectar negativamente la salud de las personas residentes en las comunidades aledañas, mediante su acumulación e ingreso a la cadena trófica (García et al,2011; Farooq et al, 2010). En la salud humana elevadas concentraciones de metales pesados, pueden ocasionar: erupciones cutáneas, malestar de estómago (úlceras), problemas respiratorios, debilitamiento del sistema inmune, daño en los riñones e hígado, hipertensión, alteración del material genético, cáncer, alteraciones neurológicas e incluso la muerte (Gomez Rengifo et al, 2013; Roig Marino,2006). En las plantas algunos de los efectos provocados por la acumulación de metales pesados son la necrosis en las puntas de las hojas, la inhibición del crecimiento de las raíces y en el peor de los casos la muerte total de la planta.

A nivel mundial se han realizado estudios que demuestran las elevadas concentraciones de metales pesados en el agua, el suelo, la biota y los sedimentos lacustres (Johansson et al, 1991) Dicha concentración es provocada por actividades mineras, agrícolas, vertimientos de aguas residuales, emisiones automotrices, entre otros.

El impacto ambiental generado por los metales pesados ha promovido el desarrollo de diferentes técnicas físicas y químicas para el tratamiento de los suelos y aguas contaminadas con estas sustancias. Sin embargo, estas técnicas han resultado costosas e ineficientes especialmente cuando la concentración de los metales es muy baja, además de la formación, disposición y almacenamientos de lodos y desechos originados durante los procesos, lo cual se convierte en un problema mayor a resolver, por ello ha surgido la fitorremediación como una alternativa en la remoción de los metales pesados, la cual tiene un bajo costo y es de fácil implementación.

En esta revisión se hace una recopilación de diversas especies de plantas hiperacumuladoras de metales pesados, exponiendo los mecanismos que utilizan en su proceso de bioacumulación y los metales que adsorben, además de resaltar las ventajas que tiene frente a otras técnicas usadas en el tratamiento de suelos y agua contaminados por dichos metales.

### 3. JUSTIFICACIÓN

El presente estudio tiene como finalidad establecer la viabilidad del uso de especies vegetales de las familias *Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Euphorbiaceae*, *Violaceae*, *Heliconiaceae* y *Solanaceae*, para la remediación de suelos y agua contaminada por metales pesados como plomo (Pb), zinc (Zn), cadmio (Cd), mercurio (Hg), hierro (Fe), y cobre (Cu), a partir de la consulta de bases de datos de publicaciones científicas que permitan conocer los hallazgos en cuanto a la eficiencia, viabilidad, ventajas y limitaciones de la fitorremediación. Esta propuesta de trabajo en modalidad de monografía contribuirá a las revisiones de resultados del proyecto “Evaluación de la expresión de genes asociados a la tolerancia de algunos metales pesados, en especies de Heliconias” con código 2-19-1, financiado por la Convocatoria Interna para proyectos de Investigación de la Universidad Tecnológica de Pereira.

La importancia y pertinencia del tema se enmarca en lo establecido por las Naciones Unidas, en los Objetivos de Desarrollo Sostenible ODS (2015- 2030), donde se acordó como objetivo “Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos” y a su vez, “Gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de los suelos y frenar la pérdida de biodiversidad”, otorgando un carácter prioritario a la descontaminación de estos recursos, pues la vida humana depende tanto del suelo como del agua para su sustento y subsistencia.

La contaminación por metales pesados representa un riesgo para la salud humana y para la mayoría de los organismos vivos, pues son elementos no degradables, ni química ni biológicamente, que acaban acumulándose en los suelos e infiltrando aguas subterráneas, siendo una amenaza para la seguridad alimentaria y la calidad del agua para el consumo humano (Llugany, et al., 2007).

Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura FAO (2016), el 33% de la tierra se encuentra de moderada a altamente degradada debido a la erosión, salinización, compactación, acidificación y contaminación química de los suelos. A nivel mundial, la contaminación por metales ha incrementado generando daños a la salud y el ambiente, para el año 2005 los países europeos presentaron cerca de 1.7 millones de hectáreas afectadas por metales pesados. En Estados Unidos un millón de hectáreas de tierras agrícolas, 55.000 hectáreas de pastos



y 50.000 hectáreas de bosques son los más degradados por este tipo de contaminación (Pineda y Rodríguez, 2015).

De acuerdo con el informe del Estado Mundial del Recurso Suelo (2016), en América Latina la contaminación se produce principalmente por la disposición inadecuada de desechos de origen industrial y el uso intensivo de agroquímicos. Respecto al agua se estima que “cerca de 4 millones de personas consumen aguas contaminadas por Arsénico” (Reyes, et al., 2016).

En Colombia, durante el año 2013, se realizaron 169 muestreos de cadmio, 180 muestreos de cromo y plomo y 104 muestreos de mercurio, con resultados alarmantes (Pineda y Rodríguez, 2015; IDEAM, 2014). Respecto a la salud, se estima que en la ciudad de Bogotá 9 de cada 10 personas tienen mercurio y plomo en su organismo, este estudio fue realizado a 400 personas de entre 3 y 91 años demostrando que existe alta concentración de estos elementos en la orina, sangre y cabello, sobrepasando los niveles recomendados por el Instituto Nacional de Salud (INS) y la Organización Mundial de la Salud (OMS) (Sánchez, F., & Corredor, S. 2021).

En este contexto, se desarrolla el presente estudio que pretende recopilar información referente a la acumulación de metales pesados en plantas y a su vez visibilizar la fitorremediación como una técnica de bajo costo e impacto ambiental. Por otro lado, es pertinente que el administrador ambiental, como gestor del territorio se involucre en la búsqueda de tecnologías y alternativas sustentables, que brinden soluciones a situaciones problemáticas relacionadas con la contaminación del suelo y el agua.

## **4. OBJETIVOS**

### **4.1 Objetivo general**

Describir el uso de familias de plantas bioacumuladoras como alternativa sustentable en procesos de remediación de suelos y agua contaminada por metales pesados como Plomo (Pb), Zinc (Zn), Cadmio (Cd), Mercurio (Hg), Hierro (Fe), y Cobre (Cu).

### **4.2 Objetivos específicos**

- Describir las características morfológicas y fisiológicas presentes en las familias de plantas (*Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Euphorbiaceae*, *Violaceae*, *Heliconiaceae* y *Solanaceae*) susceptibles de ser utilizadas en fitorremediación, y por lo cual son eficientes en dichos procesos.
- Establecer las ventajas y limitaciones del uso de familias de vegetales para procesos de fitorremediación frente a otros procesos de descontaminación.

## **5. MARCO TEÓRICO**

### **Metales pesados**

Los metales pesados se encuentran en el suelo gracias a las actividades geológicas naturales o como producto del desarrollo de actividades antrópicas como la industria minera (Prieto Méndez et al., 2009). En altas concentraciones pueden resultar tóxicos para los seres vivos, organismos del suelo, plantas y animales (Spain y Alm, 2003; Carpena et al., 2007). Los metales pesados tienen una densidad mayor o igual a 5 g cm<sup>-3</sup> (Cañizares, 2000, citado en Batista y Sánchez, 2009). Estos constituyen un grupo de 65 elementos con características físicas, químicas y biológicas muy heterogéneas (Gadd, 1992, citado en Batista y Sánchez, 2009).

Las actividades geológicas naturales, como desgastes de cerros y volcanes, constituyen una fuente de aportaciones importante de metales pesados al suelo. También las actividades antropogénicas como la industria minera, que está catalogada como una de las actividades industriales más generadora de metales pesados. En el suelo, los metales pesados, pueden estar presentes como iones libres o disponibles, compuestos de sales metálicas solubles o compuestos insolubles, parcialmente solubilizados como óxidos, carbonatos e hidróxidos, (Pineda, 2004).

Los metales pesados son peligrosos porque tienden a bioacumularse en diferentes cultivos. La bioacumulación significa un aumento en la concentración de un producto químico en un organismo vivo en un cierto plazo de tiempo, comparada a la concentración de dicho producto químico en el ambiente (Angelova et al. 2004). Cuando el contenido de metales pesados en el suelo alcanza niveles que rebasan los límites máximos permitidos causan efectos inmediatos como afectación en el crecimiento y producción de biomasa de las plantas y la disminución de la población de microorganismos en el suelo (Martín, 2000). Al estar en el suelo, los metales pesados pueden quedar retenidos, pero también pueden ser movilizados en la solución del suelo mediante diferentes mecanismos biológicos y químicos (Pagnanelli et al., 2004).

### **Especies bioacumuladoras**

El término bioacumulación hace referencia a la acumulación neta a través del tiempo de metales (u otras sustancias persistentes) en un organismo a partir de fuentes tanto bióticas (otros organismos) como abióticas (suelo, aire y agua) (AMAP, 1998, citado en scientific committees,

2007). La hiperacumulación es la capacidad que tienen algunas plantas para concentrar metales en sus tejidos a niveles muy por encima de los normales sin presentar síntomas de toxicidad. Estas plantas han desarrollado mecanismos internos de tolerancia a la toxicidad por metales (Llugany et al., 2007).

De forma general, las plantas hiperacumuladoras alcanzan concentraciones de metales en hojas entre 10 y 100 veces las concentraciones “normales” (Chaney et al., 2000). Actualmente se utiliza el término hiperacumulador de metales para designar plantas que acumulan más de 10.000 mg/kg de Mn y Zn, más de 1.000 mg/kg de Co, Cu, Pb, Ni, As y Se y más de 100 mg/kg de Cd. (Kidd et al., 2007)

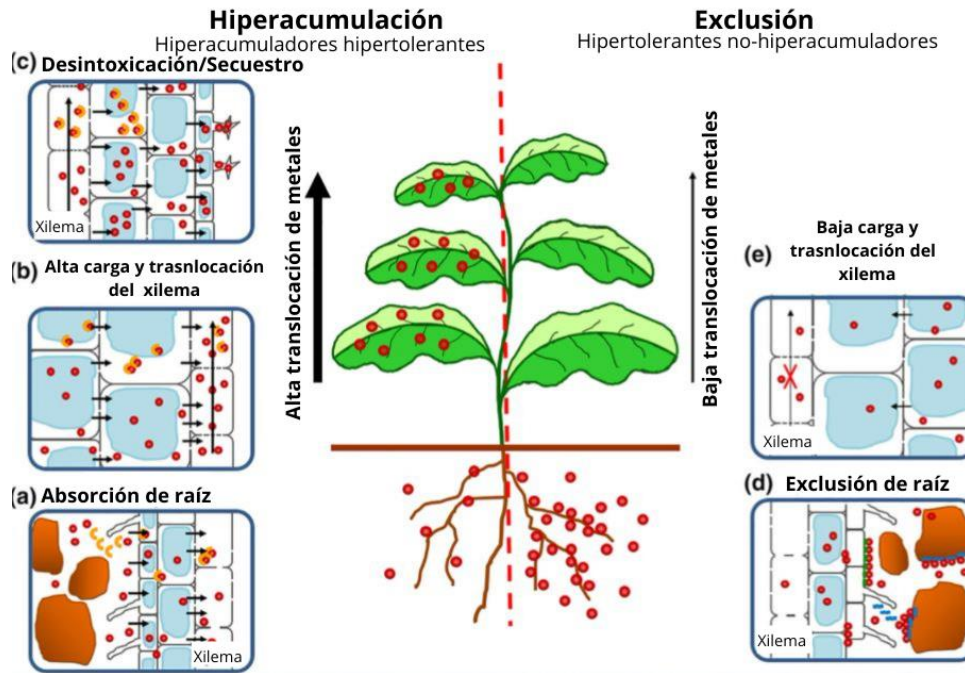
Todas las plantas absorben metales del suelo en distinto grado, esto depende de la especie, de las características y del contenido de metales en el suelo en el cual se encuentran. Las plantas pueden adoptar distintas estrategias frente a la presencia de metales en su entorno (Baker, 1981; Barceló et al., 2003). La resistencia a los metales puede ser por una eficiente exclusión del metal, restringiendo su transporte a la parte aérea. Otras plantas acumulan el metal en la parte aérea en una forma no tóxica para la planta. La exclusión es más característica de especies sensibles y tolerantes a los metales, mientras que la acumulación es más común de especies que aparecen siempre en suelos contaminados o metalíferos (Llugany et al., 2007)

En la figura 1 se aprecian los principales procesos implicados en la hipertolerancia y distribución de metales en una planta hiperacumuladora (en el lado izquierdo) y en una planta excluidora no acumuladora (en el lado derecho). Los mecanismos involucrados en la hiperacumulación de metales incluyen: (A) una mayor absorción de metales en las raíces y una acumulación reducida en las vacuolas de las raíces, (B) una carga eficiente del xilema y una translocación de raíz a brote y (C) una fuerte quelación de metales en el citosol en el brote y / o compartimentación en vacuolas foliares.

Los mecanismos involucrados en la exclusión de metales incluyen: (D) una absorción reducida de metales en las raíces y quelación en el suelo por los exudados de las raíces, y (E) una inhibición de la carga del xilema y la translocación al brote. (El metal y los metaloides se indican con puntos

rojos. Las moléculas quelantes se indican con símbolos amarillos, azules y verdes) (Manara, Fasani, Furini y DalCorso, 2020).

Figura 1. Principales procesos involucrados en la hipertolerancia.



Fuente: Manara, Fasani, Furini y DalCorso, (2020).

Las plantas hiperacumuladoras pueden superar en 100 ó más veces los valores normales de metales acumulados, son especies muy tolerantes a uno o más metales pesados y a menudo su distribución está restringida a suelos ricos en un amplio rango de concentraciones de metales, ya que no son competitivas en zonas no contaminadas. La hiperacumulación ha evolucionado en más de 700 especies de plantas, siendo las familias Phyllanthaceae, Brassicaceae, Asteraceae, las que cuenta con más géneros de este tipo (González et al., 2019, Global Hyperaccumulator Database, 2021).

### Fitorremediación

La fitorremediación es el proceso en el cual se utilizan plantas bioacumuladoras para remover, reducir, transformar, mineralizar, degradar, volatilizar o estabilizar contaminantes en suelos, lodos, sedimentos y agua, puede aplicarse tanto in situ como ex situ (Kelley et al., 2000; Miretzky et al.,

2004; Cherian y Oliveira, 2005; Eapen et al., 2007; Cho et al., 2008). Los mecanismos de fitorremediación incluyen la fitoextracción, fitoestabilización, fitodegradación, fitovolatilización, fitorrestauración.

La fitoextracción o fitoacumulación, consiste en la absorción y translocación de los metales desde las raíces hasta las partes aéreas de las plantas; estas posteriormente se cortan y se incineran o son acumuladas con el objetivo de reciclar los metales. La fitoestabilización se basa en el uso de plantas tolerantes a los metales para inmovilizarlos a través de su absorción y acumulación en las raíces o precipitación en la rizosfera, y disminuir su movilidad y biodisponibilidad para otras plantas o microorganismos en suelos donde la gran cantidad de contaminantes imposibilita la fitoextracción (Epelde Et al., 2009).

La fitodegradación y rizodegradación se refieren a la degradación de contaminantes orgánicos a través de las enzimas de las plantas, sus productos o por la acción de microorganismos rizosféricos; la fitorrestauración hace referencia a la reforestación de áreas contaminadas con especies resistentes de rápido crecimiento, que previenen la migración de partículas contaminantes y la erosión de los suelos (Leigh et al., 2006, Robinson et al., 2006).

## **6. METODOLOGÍA**

El holotipo de investigación es descriptivo (Hurtado de Barrera, 2000), puesto que el objetivo general es el de describir el uso de las especies vegetales bioacumuladoras en procesos de fitorremediación, identificando las especies más usadas y eficientes en dichos procesos, así como también sus ventajas y limitaciones.

Para ello, se realizó un análisis bibliográfico que permitió identificar los aportes de autores e investigadores respecto a los mecanismos de fitorremediación, las alternativas para la remoción de contaminantes en suelos y las especies vegetales potencialmente utilizables en tecnologías de biorremediación, entre otros aspectos de valor.

### **Búsqueda de información secundaria**

Se desarrolló una búsqueda de artículos científicos en las bases de datos Scopus, Google Académico, Science Direct y Agris mediante el uso de ecuaciones de búsqueda con palabras en inglés y en español. Los términos utilizados en inglés fueron: “phytoremediation, heavy metals, morphology, physiology” y en español “ventajas, desventajas y fitorremediación.”

### **Selección de artículos**

Las publicaciones seleccionadas son artículos de investigación que se encuentran en el período de tiempo comprendido entre 1990 y 2021.

### **Consolidación**

Una vez extraída la información, se realizó el análisis y posterior estructuración del documento, abordando los tópicos necesarios para cumplir con los objetivos planteados. Para explicar de manera gráfica los resultados obtenidos se elaboraron dos infografías (anexo 1 y 2), y la información encontrada fue resumida y organizada en las tablas 3 y 4.

## **7. RESULTADOS**

### **7.1 IMPLICACIONES AMBIENTALES DE LA CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS**

La contaminación ambiental por metales pesados se ha convertido en un problema de carácter mundial que atrajo la atención pública por la creciente preocupación por la seguridad de los productos agrícolas (Hu, et al. 2017). A diferencia de los contaminantes orgánicos, la contaminación por metales pesados es encubierta, persistente e irreversible, y no sólo degrada los cuerpos de agua, el suelo y las plantas, sino que también representa una gran amenaza para la salud y bienestar de los organismos y seres humanos a través de la acumulación en la cadena alimentaria (Kankia y Abdulhamid, 2014 citado en Li, et al. 2019).

A nivel mundial, hay más de 20 millones de hectáreas de suelo contaminado por metales pesados (Liu et al, 2018). En general, se considera que las causas de este problema son el rápido ritmo de urbanización, los cambios en el uso del suelo y la industrialización (Rai, et al, 2019). Una vez que los metales pesados son dispersados en el suelo y en el agua pueden ser absorbidos por las plantas (Huang et al, 2014). Por ejemplo, Luo et al. (2011) reportó altos niveles de Pb en lechuga (0,38 mg/kg) y de Cd en brócoli (0,79 mg/kg) en un suelo contaminado por el procesamiento de desechos electrónicos en China.

En Colombia, un estudio realizado por el IDEAM (2014) identificó altas concentraciones de Cd y Pb en el río Bogotá, las cuales afectan directamente a la población de los municipios del noroccidente y sur de la ciudad de Bogotá, debido a que el agua es empleada para riego y, por lo tanto, favorece la movilidad de los metales pesados al suelo y plantas como lechuga, repollo y brócoli utilizadas para consumo humano (Miranda et al, 2011).

De igual manera, se han encontrado concentraciones de metales pesados en peces, carnes y leche como resultado de la bio-acumulación y movilidad desde el ambiente a las fuentes hídricas (Reyes et al, 2016). Algunas especies tales como ostras, mariscos y moluscos acumulan el cadmio



proveniente del agua en forma de péptidos ligadores hasta alcanzar valores de concentración entre 100 y 1000 µg/kg (Bayona, 2009 citado en Reyes et al, 2016).

La tabla 1 resume los principales efectos de algunos metales pesados como cadmio, plomo, mercurio, zinc, hierro y cobre sobre los seres humanos.

**Tabla 1.** Efectos de los metales pesados sobre la salud humana

<b>Metal</b>	<b>Efecto sobre los seres humanos</b>
Cadmio	Afectaciones gastrointestinales, respiratorias y efectos nocivos a nivel de órganos como el corazón, cerebro, riñón, hígado, huesos.
Plomo	Nefropatía crónica, daño a las neuronas, presión arterial alta, hiperactividad, insomnio, déficit de aprendizaje, fertilidad reducida, daño del sistema renal, factor de riesgo para la enfermedad de Alzheimer, atención reducida
Zinc	Ataxia, depresión, irritación gastrointestinal, hematuria, ictericia, impotencia, insuficiencia renal y hepática, letargo, degeneración macular, fiebre por humos metálicos, cáncer de próstata, convulsiones, vómitos
Cobre	Dolor abdominal, anemia, diarrea, dolor de cabeza, daño hepático y renal, trastornos metabólicos, náuseas, vómitos
Hierro	En exceso, tiene efectos adversos sobre el sistema cardiovascular, neurológico y gastrointestinal
Mercurio	Efectos adversos sobre el sistema inmunológico, el sistema reproductivo, el sistema nervioso central causando retraso mental, sordera, ceguera, impedimento del habla y sobre el sistema cardiovascular influyendo en la presión arterial, la variedad de la frecuencia cardíaca y enfermedades del corazón

Fuente: modificado de Pineda, M., y Rodríguez, A. (2015): Li, et al (2019).

## 7.2 FAMILIAS BOTÁNICAS ACUMULADORAS DE METALES PESADOS

Durante 400 millones de años de evolución, las plantas han estado expuestas a condiciones extremas. Como organismos de un estilo de vida sésil han desarrollado mecanismos y estrategias de defensa únicos, por consiguiente, algunas especies pueden sobrevivir en lugares muy contaminados y tolerar una alta concentración de compuestos tóxicos. (Gawronski S., Greger M. y Gawronska H, 2011).

Las plantas hiperacumuladoras provienen de una amplia variedad de grupos taxonómicos y áreas geográficas y como tal, poseen una amplia diversidad de características morfológicas, fisiológicas y ecológicas. La mayoría de los taxones hiperacumuladores son endémicos de suelos que contienen altas concentraciones de metales, ya sea de origen natural debido a la mineralización de las rocas madre o como consecuencia de actividades humanas como la minería y los procesos industriales. (Pollard A., Powell K., Harper F., y Smith J. 2002).

El proceso evolutivo de las plantas puede ser analizado en dos niveles: la microevolución y la macroevolución. La microevolución consiste en cambios producidos en las especies en periodos de tiempo relativamente cortos debido a la fuerza de la selección natural, mientras la macroevolución hace referencia a cambios evolutivos entre especies y se presenta en largos periodos de tiempo. (Bondada y Ma, 2002). Un ejemplo de microevolución en especies vegetales es el desarrollo de tolerancia a metales pesados. En este proceso, las actividades humanas actúan como la fuerza de selección que provoca los cambios evolutivos, en periodos de tiempo relativamente cortos (cientos y décadas de años). (Bondada y Ma, 2002, citado en González y Zapata, 2008).

La contaminación del agua, suelo y sedimentos son el resultado de las actividades humanas. Para sobrevivir las plantas han desarrollado una serie de mecanismos eficientes y específicos (procesos adaptativos) por los cuales los metales son absorbidos y transformados en una forma fisiológicamente tolerable proporcionando elementos esenciales para las funciones metabólicas de las plantas (Cai Y. y Ma L. 2002). Estos mecanismos desarrollados para absorber, tolerar, acumular y/o degradar compuestos contaminantes han dado lugar a la técnica conocida como fitorremediación (Kidd P., Becerra C., Lestón M. y Monterros C. 2007).

Según criterios sugeridos recientemente, las plantas hiperacumuladoras en su medio natural pueden acumular > 10 mg / g (1%) Mn, > 3 mg / g Zn (0.3%), > 1 mg / g (0.1%) As, Cr, Ni o Pb, > 0.3 mg / g (0.03%) Co o Cu, y > 0.1 mg / g (0.01%) Cd, Se o Tl en los órganos aéreos (Reeves et al., 2017 citado en: Manara, A., Fasani, E., Furini, A., & DalCorso, G., 2021). Estas plantas acumulan metales en sus tejidos por encima del suelo, por lo que eliminan estos elementos de las raíces (Jaffrè et al., 1976 citado en: Manara, A., Fasani, E., Furini, A., & DalCorso, G., 2021). Esto

se debe a la mejora de algunos procesos fisiológicos, como la captación de metal de la raíz, la movilidad de los simplastos, la carga y descarga del xilema, y se asocia a una mayor capacidad para contrarrestar la toxicidad del metal almacenado en las partes aéreas, especialmente las hojas, por quelación y secuestro vacuolar, lo que implica hipertolerancia (Verbruggen et al., 2009).

La mayoría de las especies usadas para la fitorremediación son hierbas, arbustos o árboles pequeños bienales o perennes de vida corta, su eficacia depende de la especie vegetal, la concentración y la combinación de metales tóxicos (Nesler A. y Furini A. 2012). De acuerdo con la base de datos de hiperacumuladores globales (<http://hyperaccumulators.smi.uq.edu.au/collection/>, Reeves et al., 2017) existen 759 especies acumuladoras, algunas de las cuales pueden almacenar más de un elemento, sin embargo, es particularmente raro la hiperacumulación de Pb, y está restringida a solo un pequeño número de especies (tabla 2).

En la tabla 2 se indica el número de especies, géneros y familias de hiperacumuladores descubiertos para cada elemento. De las 82 familias reportadas, *Brassicaceae* (en particular los géneros *Noccaea* y *Alyssum*) y *Phyllanthaceae* son las más representadas, con 104 y 130 especies respectivamente (Manara, A., Fasani, E., Furini, A., & DalCorso, G., 2021)

**Tabla 2.** Umbrales de hiperacumulación y número de familias, géneros y especies de plantas hiperacumuladoras descubiertas hasta la fecha.

Elemento	Umbral para hiperacumuladores (mg/kg dw)	Familias No.	Género No.	Especies No.
Arsenico (As)	> 1,000	1	2	5
Cadmio (Cd)	>100	7	9	43
Colbato (Co)	>300	18	33	43
Cobre (Cu)	>300	20	44	53
Cromo (Cr)	>1,000	1	1	1
Plomo (Pb)	>1,000	7	9	9
Manganeso (Mn)	>10,000	16	24	42

Níquel (Ni)	>1,000	54	131	532
Selenio (Se)	>100	7	15	41
Titanio (Ti)	>100	1	2	2
Zinc (Zn)	>3000	9	12	21

Fuente: <http://hyperaccumulators.smi.uq.edu.au/collection/>, Manara, A., Fasani, E., Furini, A., & DalCorso, G. (2020).

### **Familia Asteraceae:**

Las especies de esta familia se utilizan para la remediación de metales pesados y radionucleidos (Gawronski S., Greger M. y Gawronska H, 2011), posee 1600 géneros y 25000 especies ampliamente distribuidas en todo el mundo en gran variedad de hábitats ecológicos (Tahtiharju et al., 2012 citado en Nikolíc M. y Stevovic S.). Sus especies varían desde hierbas anuales y perennes hasta arbustos, enredaderas, árboles, y algunas de ellas son epífitas (Funk et al., 2009 citado en Nikolíc M. y Stevovic S). Hasta la fecha se conocen 68 especies de la familia Asteraceae como plantas hiperacumuladoras (Global Hyperaccumulator Database, 2021)

*Taraxacum officinale* (diente de león) es una especie perteneciente a la familia de las asteraceae. Esta planta es conocida por su capacidad para adaptarse a diferentes tipos de suelo y condiciones climáticas (Figura 2). Estas características la convierten en una candidata atractiva para evaluar su capacidad para remediar suelos contaminados por metales pesados (Keane B., Collier M., Shann J., Rogstad, Y., 2001). Estudios realizados por Królak, 2003 y Maleci et al. 2013 evidenciaron que *T. officinale* es capaz de acumular Cd, Zn y Pb principalmente en las raíces y en menor proporción en las hojas y tallo. Asimismo, se han investigado dos especies de girasol (*Tithonia diversifolia* y *Helianthus annuus*) y ambas especies demostraron un fuerte potencial para acumular Pb y Zn en hojas y tallo durante la etapa inicial de su crecimiento (Adesodun et al., 2009). *Helianthus annuus* ha reportado la eliminación de múltiples metales pesados entre ellos: Fe, Pb, Cd y Zn, debido a que es una planta produce gran cantidad de biomasa y crece en diferentes tipos de suelo, lo cual representa una ventaja definitiva para la bioacumulación (January et al. 2008).



Figura 2. *Taraxacum officinale*. Tomado de: [https://www.plantasyhongos.es/herbarium/htm/Taraxacum\\_officinale.htm](https://www.plantasyhongos.es/herbarium/htm/Taraxacum_officinale.htm)

Existen especies que se desarrollan en ambientes hostiles en los que hay elevadas concentraciones de metales pesados, es el caso de *Gochmatia arequipensis* una especie endémica del sur del Perú que se desarrolla en un ambiente contaminado por actividades mineras. Gracias a este estímulo posee una adaptabilidad y una mejora genética que le permite una extracción que sobrepasa los 100 mg/kg de Cu en sus tejidos foliares (Apaza, D. 2008). *Baccharis salicifolia* y *Tessaria integrifolia* son dos especies que al igual que *G. Arequipensis* han reportado adaptaciones para la acumulación de Cu. (Llerena et al. 2021).

### **Familia Brassicaceae:**

Sus especies se encuentran entre los mejores acumuladores de metales pesados, con una larga lista de hiperacumuladores y con niveles récord de concentraciones de metales en los tejidos vegetales (Gawronski S., Greger M. y Gawronska H, 2011). Esta familia tiene la mayor incidencia de especies hiperacumuladoras e hipertolerantes entre las angiospermas, con 104 hiperacumuladores conocidos dentro de un tamaño familiar estimado de 3710 especies (Manara, A., Fasani, E., Furini,

A., & DalCorso, G. 2021). Las plantas de mostaza (*Brassica* spp) son adaptables a gran variedad de condiciones ambientales, son de rápido crecimiento y tienen relativamente alta producción de biomasa (Bharagava, R., Chandra, R., y Rai, V. 2008). *Brassica Juncea* (mostaza india) ha sido la especie del género *Brassica* más estudiada para potencial de fitorremediación (citado en: Palmer, C., Warwick, S., Y Keller, W. 2001). Los resultados del estudio realizado por Dushenkov et al. 1995 reportaron que *Brassica Juncea* (Figura 3) acumula Pb en las raíces y además posee una tolerancia sustancial al Zn y Cd (Ebbs, S., 1997). Por otro lado, *Brassica Nigra* (mostaza negra) puede acumular y tolerar grandes cantidades de Cd, Cu y Zn (Bharagava, R., Chandra, R., y Rai, V. 2008).

El género *Thlaspi* L y *Arabidopsis* son los hiperacumuladores más conocidos y han sido ampliamente estudiados por su capacidad para acumular elevadas concentraciones de Cd y Zn (Verbruggen, N., Hermans, C., y Schat, H. 2009). En el caso de *Thlaspi praecox* se demostró que además de acumular estos metales, puede tolerar Pb en una concentración máxima de 3500 mg kg<sup>-1</sup> lo que clasifica a *T. praecox* también como un hiperacumulador de Pb (Vogel-Mikuš, K., Drobne, D., & Regvar, M. 2005).



Figura 3. *Brassica juncea* Tomado de: <http://www.plantsoftheworldonline.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:60442520-2>

### **Familia Caryophyllaceae:**

Son hierbas anuales o perennes, o subarbustos, rara vez arbustos o árboles pequeños (Bittrich, V. 1993). Aparecen con mucha frecuencia en sitios contaminados con sal o metales pesados, sin embargo, la mayoría de sus especies producen baja biomasa vegetal (Gawronski S., Greger M. y Gawronska H, 2011) a excepción del clavel chino (*Dianthus chinensis*) que presenta un buen desarrollo radicular y relativamente alta producción de biomasa. Esta especie muestra eficiencia en la retención de Cu, especialmente en las raíces (Menegaes et al. 2019) al igual que *Silene paradoxa* (Figura 4) que también acumula Cu en las raíces (Colzi. et al. 2011).



Figura 4. *Silene paradoxa*. Tomado de: <https://identify.plantnet.org/es/the-plant-list/species/Silene%20paradoxa%20L./data>

#### **Familia Euphorbiaceae:**

Está conformada por 317 géneros y cerca de 8100 especies, distribuidas principalmente en las zonas tropicales y subtropicales del mundo (Zegarra, R. 2019). Se han reconocido 45 especies de la familia Euphorbiaceae como planas hiperacumuladoras (Global Hyperaccumulator Database, 2021). *Ricinus communis* L. es una especie de rápido crecimiento, que se adapta fácilmente a diversas condiciones ambientales (Figura 5) (Prakash, A., & Kumar, P. 2017). Estas características la convierten en una especie eficiente para la acumulación de Cd, acumula alrededor de 474 mg kg<sup>-1</sup> de masa seca (Méndez, N. 2020). *Euphorbia prostrata* es otra especie de esta familia que ha

demostrado un gran potencial para la acumulación de Pb principalmente en el tallo y hojas (Machado- Estrada et al. 2012)



Figura 5. *Ricinus communis* Tomado de: <https://identify.plantnet.org/es/the-plant-list/species/Ricinus%20communis%20L./data>

### **Familia Violaceae:**

Están distribuidas por todo el mundo, pero la mayoría de sus géneros son tropicales (Feng, M. 2005). Se reconocen 14 especies de la familia Violaceae como plantas hiperacumuladoras (Global Hyperaccumulator Database, 2021). Esta familia tiene un significado histórico para la fitorremediación, debido a que *Viola Calaminaria* fue descubierta en el siglo XIX como una de las primeras especies reportadas en acumular altos niveles de metales (Gawronski S., Greger M. y Gawronska H, 2011). *Viola calaminaria* (Figura 5) puede acumular Pb y Zn a pesar de su baja producción de biomasa vegetal (Tonin et al. 2001) y *Viola tricolor* puede tolerar altas concentraciones de Pb (Sychta et al. 2018).





Figura 6. *Viola calaminaria*. Tomado de: <http://www.plantsoftheworldonline.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:952527-1>

#### **Familia Heliconiaceae:**

La mayoría de las especies de esta familia, están distribuidas en el neotrópico, desde el sur de México hasta el norte de Argentina, incluyendo las islas del Caribe. El género *Heliconia* tiene entre 225 y 250 especies en el mundo (Kress et al. 1993) siendo Colombia el país más diverso en Heliconias con 94 especies que equivalen a aproximadamente el 50% del total de especies descritas (Peña-Salamanca et al. 2013). *Heliconia psittacorum* es una especie de uso comercial que desde los años 70's se ha cultivado, debido a su valor ornamental (Figura 7) (Peña-Salamanca et al. 2013).

Esta especie posee una alta producción de biomasa y ha demostrado ser tolerante a un amplio espectro de condiciones ambientales, lo que la hace atractiva para su uso en sistemas naturales contaminados (Aguillon, D., y García Castro, S. 2018). En investigaciones realizadas por Madera-Parra, Peña-Salamanca y Solarte-Soto, 2014 *Heliconia psittacorum* presentó una mayor producción de clorofila como una posible respuesta al estrés producido por las elevadas concentraciones de Cd, Pb y Hg al cual fue sometida en dicha investigación.



Figura 7. *Heliconia psittacorum*. Tomado de: [https://plantasyhongos.es/herbarium/h/Heliconia\\_psittacorum\\_17.jpg](https://plantasyhongos.es/herbarium/h/Heliconia_psittacorum_17.jpg)

### **Familia Solanaceae:**

Posee aproximadamente 96 géneros y 2,300 especies (Cuevas et al., 2008). Presenta distribución cosmopolita, con mayor frecuencia en regiones tropicales, subtropicales y templadas, cuenta con gran variedad de formas vegetativas y reproductivas, por lo que tiene la capacidad de colonizar distintos tipos de hábitats. Contiene especies de gran importancia alimenticia, industrial y ornamental. (Sierra-Muñoz et al. 2015).

*Solanum nigrum* (Figura 8) es la especie de esta familia más usada para la fitorremediación, tiene una fuerte capacidad acumulativa de Cd y también absorbe Cu y Zn al igual que *Solanum elaeagnifolium* (Yu et al. 2015 y Baig et al. 1999). *Capsicum annuum* una especie de importancia alimenticia es acumuladora de Cu (Ruscitti, M., Arango, M., y Beltrano, J. 2017).



Figura 8. *Solanum nigrum*. Tomado de: [https://plantasyhongos.es/herbarium/s/Solanum\\_nigrum\\_32.jpg](https://plantasyhongos.es/herbarium/s/Solanum_nigrum_32.jpg)

### **7.3 CARACTERÍSTICAS DE TOLERANCIA A METALES PESADOS**

La tolerancia a elementos potencialmente tóxicos (metales esenciales y no esenciales) en los organismos vegetales puede definirse como el resultado de un proceso evolutivo que permite a distintas especies de plantas la capacidad de crecer y desarrollarse en ambientes con concentraciones elevadas de elementos potencialmente tóxicos (Linhart y Grant 1996; Hall 2002).

Los cambios evolutivos que han dado origen a la tolerancia se deben al desarrollo de procesos adaptativos que permiten mantener la toma de elementos esenciales dentro de intervalos fisiológicos permisibles, como también de proporcionar la capacidad de inactivar metabólicamente los elementos esenciales y no esenciales cuando representan un riesgo para la integridad celular (Linhart y Grant, 1996; Cai y Ma 2002).

Desde el descubrimiento de la hipertolerancia y la hiperacumulación, el interés de los ecologistas se ha visto atraído por la selección natural y la rápida evolución de estos rasgos. (Macnair, 1987 citado en: Manara, A., Fasani, E., Furini, A., & DalCorso, G. 2021). Investigaciones sugieren que la tolerancia a metales en metalofitas facultativas podría evolucionar rápidamente después de la exposición a un alto nivel de metales pesados (Al-Hiyaly, McNeilly & Bradshaw, 1988 citado en: Manara, A., Fasani, E., Furini, A., & DalCorso, G. 2021).

La amplia distribución de la hiperacumulación en la filogenia de estas plantas y los diferentes metales con los cuales se relacionan han denotado que este rasgo ha evolucionado de forma independiente muchas veces durante la evolución de la planta. La evolución de las plantas hiperacumuladoras debe ser considerada en relación con el contexto en el que han desarrollado las poblaciones naturales, en el que son posibles una variedad de efectos conjuntos y el intercambio de diferentes formas de defensa en constante transformación y adaptación al medio, y, por lo tanto, dirigir el genoma y el epigenoma de las plantas hacia el éxito evolutivo (Manara, Fasani, Furini and DalCorso, 2020).

Experimentos recientes han demostrado que al menos en condiciones experimentales controladas, las concentraciones elevadas de metales como el Zn, pueden considerarse como un agente selectivo que induce a las plantas a desarrollar tolerancia a los metales (Nowak et al., 2018). De hecho, individuos de *N. caerulescens* expuestos a concentraciones aumentadas de Zn desarrollaron rasgos fisiológicos asociados con la tolerancia al Zn (Nowak et al., 2018). Los mecanismos subyacentes a estas interacciones metal-planta aún requieren investigación, pero una de las hipótesis involucra una metilación del genoma inducida por los metales, que se heredaría como una forma de adaptación transgeneracional al estrés (Manara, A., Fasani, E., Furini, A., & DalCorso, G. 2020).

Una segunda hipótesis apunta a la protección inducida del estrés por sequía (Boyd y Martens, 1992). La tercera hipótesis conocida como la “hipótesis de defensa elemental” (o 'hipótesis de mejora defensiva'; Boyd, 2012), describe este mecanismo como una defensa efectiva contra herbívoros y patógenos (Boyd, 2007). Para contrarrestar los ataques de patógenos, las plantas han desarrollado una variedad de defensas químicas, que incluyen compuestos orgánicos sintetizados específicamente (por ejemplo, glucosinolatos, taninos y otras moléculas) o restos inorgánicos que se obtienen (o metabolizan) del sustrato de crecimiento (Manara, A., Fasani, E., Furini, A., & DalCorso, G. 2021).

La tolerancia de las plantas está clasificada en dos tipos de acuerdo a Schat et al. (2000), según el conjunto de características moleculares o bioquímicas que la conforman, la primera es la co-

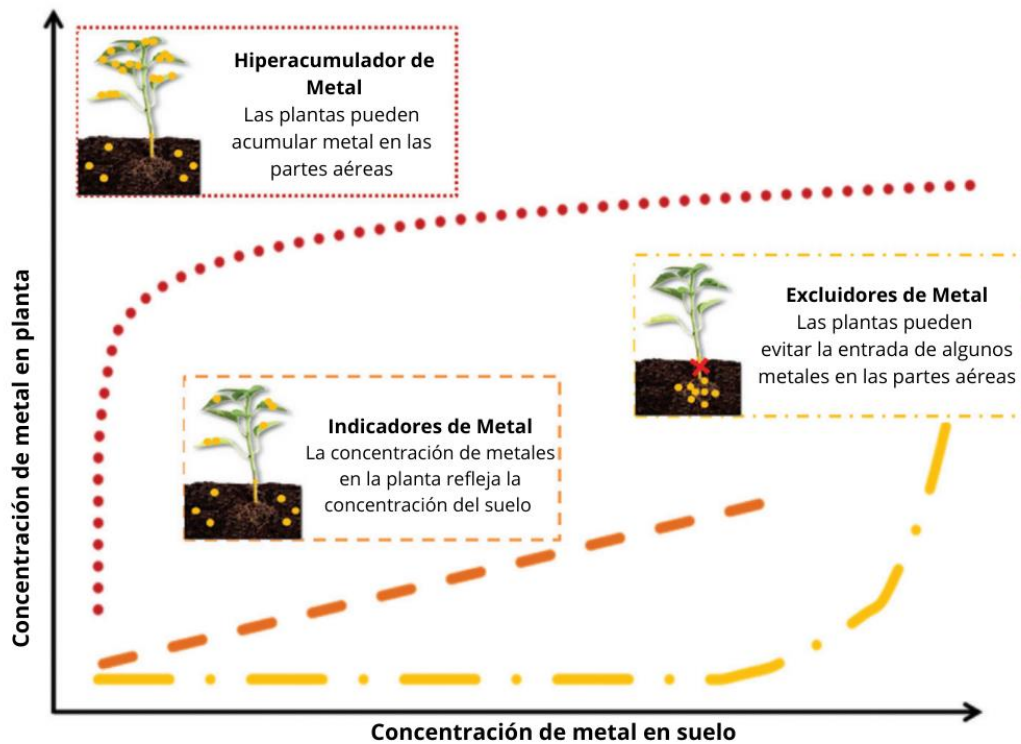
tolerancia, esta es el resultado de un mecanismo específico que otorga una tolerancia a diversos metales; la segunda es la tolerancia múltiple, en la que la tolerancia es generada por una serie de mecanismos independientes para cada metal o metales que interactúan de manera conjunta para evitar el daño a la planta. La tolerancia múltiple es el tipo que se presenta en la mayoría de las plantas (Macnair et al., 2000).

La tolerancia múltiple se puede dar en algunas hiperacumuladoras de Zn, Cd y Pb ya que comparten similares propiedades químicas, algunos hiperacumuladores de Zn también pueden acumular Cd y Pb (Krämer, 2010). Considerando que el Cd es un elemento no esencial y es altamente tóxico, la hiperacumulación de Cd en plantas es muy raro y solo unas pocas especies han sido identificadas como hiperacumuladores de Cd (Tian et al., 2017). Esta capacidad se ha encontrado principalmente en *A. halleri* (Bert et al., 2003), *N. caerulea* (Robinson et al., 1998) y *Nocca praecox* (Vogel – Mikuš, Pongrac, Kump, Nečemer & Regvar, 2006)

La presencia de tolerancia múltiple ha permitido que las plantas desarrollen tres estrategias básicas para establecerse en suelos con niveles tóxicos de metales: (1) exclusión: esta estrategia consiste en una limitada acumulación de metales en las partes aéreas de las plantas e involucra una acumulación preferente en el sistema radical; (2) indicadoras: esta estrategia se caracteriza porque las plantas acumulan metales en sus tejidos que generalmente reflejan los niveles de metales presentes en el suelo; y (3) hiperacumulación: esta estrategia se caracteriza por la capacidad de la planta de bioacumular altas concentraciones de metales en sus tejidos, principalmente en las partes aéreas (Baker y Walker, 1990; Vogel-Mikuš et al., 2006).

A continuación, se presentan las tres estrategias de respuesta de las plantas a una concentración creciente de metales en el suelo: hiperacumulación (línea roja), indicadoras (línea naranja) y exclusión (línea amarilla). La línea naranja representa la relación entre la concentración del metal en la planta y el suelo. Esta es generalmente lineal (Hunt, A., Anderson, C., Bruce, N., García, A., Graedel, T., & Hodson, M. et al. 2014).

Figura 9. Estrategias de plantas para el crecimiento en suelos contaminados



Fuente: Hunt, A., Anderson, C., Bruce, N., García, A., Graedel, T., & Hodson, M. et al. 2014.

Las posibles características de tolerancia se dividen en las siguientes formas según Hall (2002):

1. Características externas de tolerancia:

A. Hongos micorrizógenos

2. Características internas de tolerancia:

A. Enlace a la pared celular y exudados radicales

B. Quelación de los metales por diversos ligandos en el citosol (fitoquelatinas, metalotioneínas y aminoácidos)

C. Presencia de proteínas de estrés térmico

D. Acumulación en la vacuola

### 7.3.1 Características Externas de Tolerancia

**Hongos micorrícicos (HM):** En las plantas el proceso de adsorción de metales puede estar influenciado por microorganismos que están asociados con la raíz (comunidad rizosférica). Entre estos microorganismos, los hongos micorrícicos (HM) constituyen uno de los componentes más importantes de la rizósfera, ya que forman asociaciones mutualistas (micorrizas) con diversas especies de plantas. Los HM pueden ser clasificados en dos grupos de acuerdo con el tipo de colonización de la planta hospedadora: hongos micorrícicos arbusculares (HMA), los cuales se caracterizan por colonizar intracelularmente el sistema radical de 80% de las especies vegetales, y los hongos ectomicorrícicos (HEM), que se caracterizan por colonizar la raíz extracelularmente de 3% de las especies vegetales (Shilev et al., 2001; Harrison, 2005).

En el caso de los HEM, las características que se pueden presentar son:

1. Movilidad del metal en el apoplasto, donde es retenido por la red de Hartig evitando la entrada a la raíz
2. Reducción de la movilidad del metal en el apoplasto como resultado de la hidrofobicidad del hongo
3. Secreción de sustancias quelantes como ácidos orgánicos y otras sustancias producidas por el HEM
4. Retención de los metales en el micelio externo del hongo (Jentschke y Godbold, 2000; Adriaensen et al., 2004).

En el caso de HMA las características son:

1. Inmovilización extracelular de los metales por ácidos orgánicos (AO)
2. Reducción de la transferencia de iones del sistema radical al tallo, por precipitación intracelular del metal por PO-4
3. Adsorción de los iones metálicos en la pared celular de diferentes estructuras del hongo (hifa, esporas, micelio extra radical) y la retención del metal en la micorrizósfera por la producción de proteínas específicas (p. ej. glomalina) (Zhu et al., 2001; Tullio et al., 2003; González-Chávez et al., 2004).

### **7.3.2 Características internas de tolerancia**

## **Exudados radicales**

Se ha demostrado que los exudados radicales están formados principalmente por ácidos orgánicos de bajo peso molecular (AO), generados a partir del ciclo de ácido tricarbóxicos (Young *et al.*, 1998). La importancia de los ácidos orgánicos en la tolerancia a metales en el sistema radical se debe a que éstos pueden influir en la solubilidad de elementos esenciales y no esenciales de manera directa mediante la acidificación, la quelación, la precipitación y procesos de oxido-reducción en la rizosfera, y de forma indirecta a través de efectos en la actividad microbiana, en las propiedades físicas de la rizosfera y en la dinámica de crecimiento de la raíz (Marschner, 1995). La participación de los Ácidos Orgánicos en la tolerancia a metales se observa principalmente en plantas expuestas al aluminio, Zheng *et al.*, (1998) expusieron plantas de *Fagopyrum esculentum* al Al (aluminio) y observaron que la mayor producción de ácido oxálico estuvo asociada con su tolerancia, al evitar su entrada a la célula.

En el estudio realizado por Salt *et al.* (2000) se observó una acumulación de citrato en los exudados radicales de plantas no hiperacumuladoras, lo que contribuye a una menor absorción de Ni durante una exposición prolongada a este metal mediante la formación y la precipitación de complejos AO–Ni en la rizosfera. En plantas hiperacumuladoras de Cd (*Thlaspi caerulescens*) se ha observado que existe una respuesta contraria, debido a la elevada presencia de ácido cítrico, ácido málico y ácido oxálico en las raíces laterales, se estimula la formación de complejos de ácidos orgánicos–metal en la rizosfera, facilitando la absorción y la retención intracelular de los metales en el sistema radical, así como el transporte a vacuolas de los tejidos por medio de proteínas de membrana del tonoplasto (Ma *et al.*, 2005; Callahan *et al.*, 2006).

La producción de ácidos orgánicos en las plantas posiblemente se genera cuando el metal entra en contacto con el ápice de la raíz, activando el flujo de ácidos orgánicos, lo cual permite su ingreso a la célula por diferentes rutas (Ryan y Dehlaize, 2001). Independientemente de los pasos que siga el metal, se produce una inducción del metabolismo de ácidos orgánicos y se lleva a cabo la protonación de los compuestos orgánicos, los cuales son enviados al citosol en donde forman complejos con los cationes no esenciales (Ryan y Dehlaize, 2001).

## **Componentes de la pared celular**



La idea de que los componentes de la pared celular como la celulosa y la lignina pueden contribuir a la tolerancia a metales en las plantas fue propuesta alrededor de 1970 por Thurma. A partir de entonces se han realizado diversos estudios en los que se propone que el arreglo estructural de la celulosa y la lignina les permite formar enlaces covalentes a través de sus átomos de oxígeno con los metales, secuestrándolos en el apoplasto (Carrier *et al.*, 2003). Este proceso fue reportado por Crist *et al.* (2002) y Marmiroli *et al.* (2005), quienes analizaron por espectroscopía de rayos x el proceso de acumulación de pb en raíz de *Medicago sativa* y *Juglans regia*, registrando la formación de enlaces del metal con complejos de lignina y celulosa, respectivamente. Por otra parte, Apaza, D., (2018) observó que la tolerancia al Cu en *Gochnatia arequipensis* está relacionado con una mayor actividad peroxidasa, esto estimula la biosíntesis de la lignina en respuesta al estrés causado por metales pesados.

No obstante, la participación de la pared celular como un mecanismo de tolerancia a metales en las plantas es motivo de controversia. por ejemplo, Ernst *et al.* (1992) mencionan que aun cuando la pared celular está directamente en contacto con los metales presentes en el suelo, la absorción del metal por esta puede ser limitada. sin embargo, esto no parece ser aplicable a las algas, ya que para estos organismos diversos autores opinan que la retención de los metales por la pared celular parece ser uno de los mecanismos principales de tolerancia (Yun y Volesky, 2003; padilla *et al.*, 2005). Esta diferencia se debe a que la pared celular de las algas está conformada por numerosas capas microfibrilares de celulosa y alginatos (polímero rico en grupos sulfatos que constituye entre 20 y 40% de la biomasa) en forma de geles, lo cual le confiere una alta capacidad de bioadsorción de metales (Lodeiro *et al.*, 2005)

### **Quelación de los metales en el citosol por diversos ligandos**

La quelación se puede definir como la capacidad de una molécula para formar un complejo con un metal y así formar un nuevo compuesto con propiedades químicas diferentes del original. La quelación es un proceso homeostático en el que participan dos tipos de moléculas: (1) moléculas transportadoras, encargadas de transferir iones específicos de metales a organelos particulares como las vacuolas, los cloroplastos y las mitocondrias que los requieran; y (2) los ligandos de alta afinidad como las fitoquelatinas, las metalotioneinas, los ácidos orgánicos, las proteínas de estrés

térmico y los aminoácidos, los cuales contribuyen a la desintoxicación a la vez que mantienen estable la concentración de iones de metales en el citosol (Clemens, 2001; Hall, 2002).

### **Fitoquelatinas (FQS)**

(FQS). Los ligandos de alta afinidad mejor caracterizados en las células de las plantas son las fitoquelatinas (FQS) y las metalotioneinas (MTs) (Zenk, 1996). Las FQS han sido identificadas en una amplia variedad de plantas, en ciertos microorganismos y en hongos (Rauser, 1995; Cobbet y Goldsbrough, 2002). En las plantas, las fitoquelatinas son péptidos con la fórmula general  $(\gamma\text{-Glu-Cys})_n\text{-Gly}$  ( $n=2-11$ ), en donde las estructuras  $(\gamma\text{-Glu-Cys})_2\text{-Gly}$  (FQ<sub>2</sub>) y  $(\gamma\text{-Glu-Cys})_3\text{-Gly}$  (FQ<sub>3</sub>) son las más comunes (Cobbett y Goldsbrough, 2002). Las FQs fueron detectadas en primera instancia por el grupo de Hayashi, quienes observaron la formación de complejos de péptidos con iones de cadmio en la levadura *Schizosaccharomyces pombe*, a las cuales denominaron 'cadistinas' (Hayashi et al., 1991).

La síntesis de las FQS en las plantas se realiza vía enzimática a partir de la  $\gamma$ -glutamilcisteína dipeptidil transpeptidasa, comúnmente denominada fitoquelatina sintetasa, la cual se expresa constitutivamente pero también puede ser regulada a nivel de transcripción y postranscripción (Heiss et al., 2003). La FQS tiene como sustrato al glutatión (GSH), cuya síntesis puede ser afectada por el estrés oxidativo y es producido por dos reacciones catalizadas por la  $\gamma$ -glutamilcisteína sintetasa (EC 6.3.2.2) y la GSH sintetasa (EC 6.3.2.3) a partir de la glutamina (Glu), la cisteína (Cys) y la glicina (Gly) (Inouhe, 2005).

El mecanismo de acción de las FQS en las plantas consiste en la formación de complejos no tóxicos con iones de metales mediante la interacción con los grupos tioles de cisteína (Cys), formando un complejo FQ-metal de bajo peso molecular (CBPM), el cual posteriormente se une a iones sulfuro (S<sup>2-</sup>) en el citosol, estabilizando al CBPM, y forma moléculas complejas de alto peso molecular (CAPM) (Hira-ta et al., 2005). Posteriormente, estas moléculas atraviesan el tonoplasto, posiblemente usando transportadores ABC; una vez dentro de la vacuola, los ácidos orgánicos presentes (malato, citrato, oxalato) retienen a los iones de los metales y disocian el complejo FQ-metal (Salt y Rauser, 1995). Todavía no está claro qué le ocurre a las FQS una vez separada del

metal; sin embargo, Gadapati y Macfie (2006) sugieren que posiblemente las FQS pueden ser degradadas en la vacuola o bien retornadas al citoplasma para formar nuevos complejos con los iones de los metales.

En organismos vegetales acuáticos y terrestres, existe evidencia que muestra que las FQS desempeñan una importante función en la desintoxicación de diferentes metales (Cobbett y Goldsbrough, 2000), debido a que las concentraciones elevadas de distintos iones pueden estimular su síntesis; las FQS secuestran a los metales (esenciales y no esenciales) y los distribuyen preferentemente a la vacuola de los distintos tejidos (Mishra et al., 2006; Perales–Vela et al., 2006). No obstante, su papel en la tolerancia no está claro y puede variar entre las especies de organismos vegetales y el tipo de metal, de acuerdo con los trabajos de Schat et al. (2002) y Ebbs et al. (2002), quienes encontraron que al inhibir la actividad de la enzima FQ sintasa (clave para la síntesis de FQ) en plantas tolerantes a Co, Ni, Cu y Zn, no se observaron variaciones en su capacidad de tolerancia, lo cual hace suponer la participación de otros mecanismos en el proceso de regulación homeostática. Por otra parte, Tsuji et al. (2002) han sugerido que las FQS no sólo desempeñan un papel importante en la detoxificación de metales, sino que además participan en la mitigación del estrés oxidativo. Por ejemplo, al experimentar con extractos celulares de *Phaeo-dactylum tricornutum* y *Allium sativum*, respectivamente, Morelli y Scarano (2004) y Zhang et al. (2005) observaron que la exposición a Cu estimuló la presencia de FQS libres de metales. Por esta razón, estos autores suponen que las FQS pueden estar en forma oxidada y por lo tanto participar en la disminución de especies reactivas de oxígeno.

### **Metalotioneinas**

Las metalotioneinas (MTS) son proteínas de bajo peso molecular (4–8kDa), generadas transcripcionalmente y con capacidad de ligar iones metálicos (por su alto contenido en residuos de cisteína, 30% del total de la proteína) para evitar así una intoxicación por metales. Su descubrimiento tiene alrededor de 40 años y se describieron por primera vez como un tipo de proteína quelatante del Cd en el hígado de caballo. Los genes que codifican para las MTS han sido detectados en animales (vertebrados e invertebrados), plantas y algunos procariontes (Cobbett y Goldsbrough, 2002). Las MTS se clasifican en dos clases, considerando las secuencias de aminoácidos que las conforman. La clase MT1 incluye únicamente a las MTs de mamíferos

(Klassen et al., 1999), mientras que la clase MT2 incluye a las MTs de hongos, invertebrados y plantas (Robinson et al., 1993).

Las MTs de clase II presentes en las plantas se agrupan en cuatro tipos (Mt1, Mt2, Mt3, Mt4) de acuerdo con el ordenamiento de los residuos de cisteína en la proteína, y fueron identificadas por primera vez en embriones maduros de trigo como una proteína 'quelatante' del Zn (Cobbett y Goldsbrough, 2002). Desde el descubrimiento de las MTS en las plantas, su estudio se ha enfocado en evaluar la expresión de genes en diferentes etapas del desarrollo de las plantas terrestres, principalmente en angiospermas, grupo en el que se ha encontrado que la expresión de las MTS puede estar restringida en diferentes tejidos de las plantas. Por ejemplo, la presencia de Mt4 fue identificada en semillas de maíz como un posible mecanismo para proporcionar los micronutrientes requeridos durante la germinación (White y Rivin, 1995).

En el caso de la MT1, se observó una mayor inducción del ARN mensajero (ARNm) en raíces de *Arabidopsis thaliana* (Zhou y Goldsbrough, 1995), mientras que la expresión del gen MT2 en la misma planta presentó una mayor inducción del ARNm en el tallo y en las hojas que en raíces (Guo et al., 2003). Para el caso del gen de la MT3, se observó que existió una sobreexpresión en las hojas de las plantas como *Arabidopsis thaliana* y en plantas como el guineo (plátano, banano), el kiwi y la manzana (Ledger y Gardner, 1994; Guo et al., 2003).

El mecanismo de acción de las MTs en la regulación homeostática y la tolerancia a los metales en las plantas no está completamente establecido. Sin embargo, se ha reconocido su participación en la tolerancia a metales en diferentes especies de plantas, como es el caso de *Oryza sativa* y *Arabidopsis thaliana* al ser tratadas con Cu, Cd y Zn, especies en las que se observó una mayor expresión de ARNm de MT en las plantas tratadas con Cu (Hsieh et al., 1996).

No obstante, al exponer a *Brassica juncea* y *Vicia faba* a Cu y Zn, la expresión del gen de la Mt1 en el tallo de estas plantas fue inhibida con el tratamiento de Cu (Foley et al., 1997; Schafer et al., 1997). Asimismo, se demostró que la expresión del gen Mt2 tuvo una asociación positiva con la supervivencia de plantas de *Arabidopsis* y *Silene vulgaris* expuestas a Cu (Murphy y Taiz, 1995; van Hoof Nalm et al., 2001). Además, se ha descrito la participación de los genes de las MTs en

la senescencia de las hojas, proceso en el que se ha observado que los niveles de ARNm de Mt2 se incrementan en las hojas senescentes de arroz y *Arabidopsis*, lo cual ha sido relacionado con la protección de las células contra el estrés oxidativo (Hsieh et al., 1995; García-Hernández et al., 1998)

### **Histidina**

La histidina (Hi) es un aminoácido libre que desempeña una función importante en la tolerancia a metales en plantas hiperacumuladoras, ya que puede secuestrar al metal mediante enlaces con sus grupos carboxilato, amino e imadazol (Krämer et al., 1996). La formación de complejos de Hi-metal ha sido observada en raíces de plantas hiperacumuladoras como *Alyssum lesbiacum* expuestas principalmente a Ni; en este caso, la Hi puede actuar quelando al metal, facilitando así el transporte del metal de la raíz al tallo vía xilema y su posterior acumulación en vacuola por los Ao (Kerkeb y Krämer, 2003). La regulación de la biosíntesis de la Hi en plantas hiperacumuladoras no está completamente comprendida, pero diversos autores han encontrado que las concentraciones de Hi en raíces de plantas hiperacumuladoras de Ni (e.g. *Alyssum lesbiacum*) son mayores que en las plantas no-hiperacumuladoras (e.g. *Brassica juncea*) (Kerkeb y Krämer, 2003). Resultados similares han sido indicados por Persans et al. (2001) en las raíces de *Thlaspi goesingense* las cuales muestran concentraciones de Hi hasta 17 veces mayores las de *T. arvense* (planta no hiperacumuladora).

### **Prolina**

La prolina es un aminoácido que en su forma libre participa en la detoxificación de metales en la planta (Mehta y Gaur, 1999). Algunos autores han sugerido que puede actuar como osmoprotector o como inhibidor de la lipoperoxidación, actuando en el secuestro de especies reactivas de oxígeno (Alia et al., 2001). Estudios recientes realizados por distintos grupos de investigación han confirmado que el aporte de la prolina a la tolerancia a metales en las plantas se lleva a cabo mediante su participación como agente antioxidante.

Por ejemplo, Siripornadulsil et al. (2002) observaron que la prolina libre puede actuar como antioxidante en células de *Chlamydomonas reinhardtii* (microalga) tratadas con Cd, evitando que

las especies reactivas de oxígeno reaccionaran con el glutatión; esto permite mantener estables los niveles de glutatión en el citoplasma, facilitando la síntesis de fitoquelatinas, las cuales incrementaron la tolerancia de este organismo al metal. Esto fue confirmado por Yonamine et al. (2004) en cultivos celulares de *Nicotiana tabacum*, en donde al estimular la inducción temporal del gen NtHAL3a se generó una mayor biosíntesis de prolina libre, que disminuyó la presencia de especies reactivas de oxígeno, reflejándose en un incremento en la tolerancia de las células al Li.

### **Proteínas de estrés térmico**

En las plantas, las proteínas de estrés térmico (HsPs) se localizan en diferentes compartimentos celulares y se clasifican en seis clases diferentes de acuerdo con su localización: en el citosol y el núcleo (clase 1, 2 y 3), en los cloroplastos, en la mitocondria o asociados con el retículo endoplasmático (Sun et al., 2002; Leone et al., 2003). La función de las HsPs in vivo no ha sido comprendida por completo, pero se piensa que las HsPs del citosol pueden actuar protegiendo a las células del efecto tóxico o letal del calor, impidiendo la desnaturalización de la proteína durante el estrés y facilitando su reactivación posterior (Lee et al., 1997). No obstante, también se ha demostrado su función como chaperonas en experimentos in vivo e in vitro (Low et al., 2000; Scharf et al., 2001).

En cuanto a la participación de estas proteínas en la tolerancia a metales, Heckathorn et al. (2004) observaron que el efecto del Pb y el Ni en cloroplastos aislados de dos variedades de *Agrostis stolonifera* produjeron un mayor contenido de proteína HsP en cloroplastos de la variedad tolerante, generando una mayor protección del sistema fotosintético. según el autor, estos resultados muestran una función específica de protección por las HSPs al estrés causado por metales en esta planta.

En cuanto a la síntesis de proteínas HsPs en plantas expuestas a metales, se ha propuesto que puede ser causado por el estrés oxidativo generado por los metales, debido a que existe una relación entre el calor y la presencia de especies reactivas (Larkindale y Knight, 2002; Gulen y Eris, 2003). Esto ha sido confirmado por Dat et al. (2000), quienes observaron que especies reactivas de oxígeno inducían termo tolerancia en las plantas, pero es el trabajo de Vallelia Bindschedler et al. (1998) donde se confirma esta idea, al demostrar que la generación de especies reactivas de oxígeno en el

organismo produce pulsos de calor que estimulan la producción de las proteínas HSPs en las células.

### **Almacenamiento de metales en vacuola**

La vacuola ha sido descrita como un componente celular que ocupa cerca de 80% del volumen de la célula, aunque también puede haber vacuolas de menor tamaño, las cuales pueden distinguirse por el contenido de proteínas solubles y por su proteína de membrana (acuaporinas) (Martinoia et al., 2000). Las vacuolas sirven como reservorio de metabolitos y nutrientes, y participan en el proceso de regulación homeostática del citosol (Martinoia et al., 2000). La especie *A. thaliana* acumula una mayor cantidad de Zn en las raíces, debido a que secuestra el metal en la vacuola, característica que está implicada en el rasgo de hipertolerancia de la especie (Van der Zaal et al., 1999 citado en Verbruggen et al., 2009). Brune et al. (1994) sugirieron que el almacenamiento rápido del Zn en la vacuola es un mecanismo importante para evitar el daño en el tejido por concentraciones altas del metal. También se ha demostrado que el tonoplasto es un factor clave en la tolerancia a metales, como lo confirman los trabajos de Verkleij et al. (1998), quienes, al exponer al Zn, los tonoplastos aislados de plantas tolerantes y no tolerantes al metal observaron que el transporte a través del tonoplasto por proteínas de membrana a la vacuola fue 2.5 veces mayor en las plantas tolerantes, confirmando la importancia de la vacuola en la tolerancia a metales en las plantas.

En la tabla 3 se presentan las características fisiológicas y morfológicas de tolerancia que presentan algunas especies acumuladoras de metales pesados.

**Tabla 3.** Características de tolerancia a metales pesados. Elaboración propia.

Familia	Especies	Origen	Metal reportado para adaptación	Descripciones morfológicas y fisiológicas	Fuente (referencia)
<b>Asteraceae</b>	<i>Taraxacum officinale</i>	Nativa de Europa, naturalizada en Colombia	Cadmio Plomo Zinc	-Almacenamiento de los metales en la vacuola -Asociación con hongos micorrícicos.	Maleci L., Buffa G., Wahsha M., (2013).
	<i>Tithonia diversifolia</i>	Nativa de Centroamérica, cultivada en Colombia	Plomo Zinc	-Rápido crecimiento -Secreción de ácidos orgánicos -Localización de los metales en los tricomas, en una forma metabólicamente inactiva.	Olivares E. (2003)
	<i>Helianthus annuus</i>	Nativa del norte de México, cultivada en Colombia	Cadmio Hierro Plomo Zinc	-Alta producción de biomasa vegetal -Posee un sistema de proteasas que degrada las proteínas oxidadas, elimina los posibles fragmentos tóxicos y proporciona aminoácidos para la síntesis de nuevas proteínas. -Asociación con hongos micorrícicos arbusculares	January M., Cutright T., Keulen H., Wei R. (2007) Pena, L., Tomaro M., & Gallego S. (2006) Davies F. et al. (2001)
	<i>Gochnatia arequipensis</i>	Nativa de Perú	Cobre	-Altos niveles de actividad peroxidasa que estimula la biosíntesis de lignina en respuesta al estrés causado por metales pesados -Quelación de metales por prolina	Apaza, D., (2018) González D. & Zapata O. (2008) Apaza D., Bestas B., Romero F., Navarro R., (2019)
	<i>Baccharis salicifolia</i>	Nativa de América	Cobre	-Quelación de metales por metalotioneínas	Portilla J., Coasaca R., Lazo H., Portilla S.,



	<i>Tessaria integrifolia</i>	Endémico de Argentina, Brasil, Paraguay, Uruguay y Perú.			Diaz Y. & Mazzafera P. (2018)
<b>Brassicaceae</b>	<i>Brassica Juncea</i>	Nativa del sur de Asia, Naturalizada en Colombia	Cadmio Plomo Zinc	-Rápido crecimiento -Asociación con hongos micorrícicos arbusculares -Quelación de metales por fitoquelatinas o metalotioneínas -Almacenamiento de los metales en la vacuola	Mushtaq Ahmed, V.K. Singh, and R.S. Upadhyay (2012). Constantine E. Palmer, Suzanne Warwick & Wilf Keller (2001). Ebbs, S., Lasat, M., Brady, D., Cornish, J., Gordon, R., y Kochian, L. (1997)
	<i>Brassica Nigra</i>	Nativa de Europa y Asia, naturalizada en Colombia	Cadmio Cobre Zinc	-Rápido crecimiento -Almacenamiento de metales pesados en espacios intracelulares. -Acumulación de metales gracias a una alta producción de caseína.	Bharagava RN., Chandra R., Rai V. (2008)
	<i>Arabidopsis thaliana</i>	Nativa de Europa, Asia y Norte de África	Cadmio Cobre Zinc	-Quelación de metales por metalotioneínas -Acumulación de metales en la vacuola	Murphy A. y Taiz L. (1996)
	<i>Arabidopsis halleri</i>	Nativa de Europa	Cadmio Zinc	-Secreción de ácidos orgánicos -Acumulación de metales en las vacuolas del mesófilo	Verbruggen, N., Hermans, C., & Schat, H. (2009)
	<i>Thlaspi goesingense</i>	Nativa del sotobosque Cáucaso	Cadmio Zinc	-Secreción de ácidos orgánicos -Acumulación de los metales en la vacuola	Neilson S. y Rajakaruna N (2012)

	<i>Thlaspi praecox</i>	Nativa de Europa	Cadmio Plomo Zinc	-Asociación con hongos micorrícicos arbusculares. -Acumulación de plomo en las raíces. -Acumulación de cadmio y zinc en brotes y raíces.	Volgel Mikus K., Drobne D., Regvar M. (2005)., Vogel-Mikus K., Pongrac P., Kump P., Nec emer M., Regvar M. (2006)
	<i>Thlaspi caerulescens</i>	Nativa de Estados Unidos	Cadmio Zinc	-Secreción de ácidos orgánicos -Asociación con hongos micorrícicos arbusculares -Acumulación de los metales en las vacuolas de la epidermis	Whiting, S., Leake, J., McGrath, S. & Baker, A. (1999) Coles KE, David JC, Fisher PJ, Lappin-Scott HM & Macnair MR. (1999)
<b>Caryophyllaceae</b>	<i>Dianthus chinensis</i>	Nativa de China	Cobre	-Alta producción de biomasa vegetal -Secreción de ácidos orgánicos	Amitava Rakshit, Sumita Pal, Manoj Parihar, and H.B. Singh. (2017) Farias, J., Swarowsky, A., Bellé R., Antonello, F. (2019)
	<i>Silene vulgaris</i>	Nativa de Europa y Asia	Cobre	-Quelación de metales por metalotioneínas -Asociación con hongos micorrícicos arbusculares	Murphy y Taiz, 1995; van Hoof Nalm et al., 2001
	<i>Silene paradoxa L</i>	Nativa del mediterraneo	Cobre	-Almacenamiento de metales pesados en espacios intracelulares.	Colzi I., Doumet S., Bubba M., Fornaini J., Arnetoli M., Gabbrielli R & Gonnelli C. (2010)

<b>Euphorbiaceae</b>	<i>Euphorbia prostrata</i>	Nativa de Colombia	Plomo	-Rápido crecimiento -Quelación de metales por fitoquelatinas	Machado-Estrada, B., Calderón, J., Moreno-Sánchez, R. y Rodríguez-Zavala (2012)
	<i>Ricinus communis</i>	Nativa de África y naturalizada en Colombia	Cadmio	-Rápido crecimiento -Alta producción de biomasa vegetal -Acumulación de metales pesados en las raíces	Mendez, L. (2020) Prakash A. & Prasann K., (2017)
<b>Violaceae</b>	<i>Viola calaminaria</i>	Nativa de Europa	Plomo Zinc	-Activación de mecanismos intracelulares de desintoxicación de metales. -Asociación con hongos micorrícicos arbusculares	Jedrzejczyk M., Rostanski A., Malkowski E. (2002) Tonin, C., Vandenkoornhuysen, P., Joner, E., Straczek, J., & Leyval, C. (2001)
	<i>Viola tricolor</i>	Nativa de Europa	Plomo	-Acumulación de Pb en las vacuolas y paredes celulares	Sychta, K., Słomka, A., Suski, S., Fiedor, E., Gregoraszczyk, E., & Kuta, E. (2018).
<b>Heliconiaceae</b>	<i>Heliconia psittacorum</i>	Nativa de Colombia	Cadmio Mercurio Plomo	-Rápido crecimiento -Alta producción de biomasa vegetal -Capacidad de trasladar metales pesados desde las raíces hasta los brotes -Los metales pesados no alteran su tasa fotosintética -Asociación con hongos micorrícicos arbusculares	Peña-Salamanca E., Madera-Parra C., Sánchez, J., Medina-Vásquez J. (2013) Madera-Parra C., Peña-Salamanca, E., Solarte-Soto J. (2014). Aguillon D., Garcia S., (2018)
<b>Solanaceae</b>	<i>Solanum elaeagnifolium</i>	Nativa del norte de México y sur de Estados Unidos	Cadmio Cobre Zinc	-Almacenamiento de metales pesados en espacios intracelulares.	Baig T., Garcia A., Tiemann K., & Gardea-Torresdey J. (1999)

	<i>Solanum nigrum</i> ó <i>Solanum americanum</i>	Nativa de Colombia	Cadmio Cobre Zinc	-Alta producción de biomasa vegetal -Quelación de metales por prolina -Asociación con hongos micorrícicos arbusculares -Biosíntesis de la lignina en respuesta al estrés causado por metales pesados	Yu C., Peng X., Yang H., Li X., Zhou Z., Yang T. (2015) Yang X., Qin J., Li J., Lai Z, Li h. (2020) Sun R., Zhou Q., Sun F., Jin C. (2007)
	<i>Capsicum annuum</i>	Nativa y cultivada en Colombia	Cobre	-Asociación con hongos micorrícicos arbusculares	Ruscitti, M., Arango, M., Beltrano J. (2017)

## 8. TÉCNICAS DE REMEDIACION DE METALES PESADOS

Las técnicas de remediación pueden realizarse *in situ* o *ex situ* (López-Martínez et al. 2005). La remediación *in situ* es el tratamiento de un contaminante en el sitio original, es decir sin trasladar el suelo contaminado. Por el contrario, la remediación *ex situ* implica la excavación y remoción del suelo, para su tratamiento en otro lugar (Song et al, 2017). Estas técnicas se clasifican en métodos físicos, químicos y biológicos.

### 8.1 Remediación física

La remediación física es el proceso de revertir o detener el daño al suelo usando tecnologías que incluyen el reemplazo del suelo, el aislamiento, el método de contención y tratamiento térmico (Yao et al., 2012). El reemplazo de suelo requiere de gran cantidad de suelo no contaminado para mezclar o cubrir la superficie del suelo contaminado, incluye técnicas como el recubrimiento de superficies y el encapsulamiento. (Li et al., 2019). Esta tecnología puede disminuir la concentración de contaminantes y, por lo tanto, reducir su efecto sobre el ambiente. Sin embargo, requiere de una gran carga de trabajo y un elevado coste (Yao et al., 2012). El aislamiento y contención es la instalación de paredes de barrera hechas de materiales impermeables para evitar la dispersión de contaminantes en el sitio. No es un proceso de remediación directa, pero si se utiliza como una medida para reducir la migración de metales pesados al agua subterránea (Jankaite, A., y Vasarevičius, S. 2005).

El tratamiento térmico consiste en calentar el suelo, con el fin de vaporizar el contaminante y por consiguiente hacer una separación. El calor acelera la liberación y el transporte de contaminantes a través del suelo, para posteriormente ser dirigidos a un sistema de tratamiento de gases (Volke, T., y Velasco J. 2004). Se ha demostrado que esta tecnología elimina eficazmente contaminantes con alta presión de vapor como Hg; sin embargo, puede afectar mucho a las propiedades del suelo (Chang y Yen, 2006 citado en: Li et al., 2019).

## 8.2 Remediación química

La remediación química implica la adición de ciertos productos químicos para eliminar los contaminantes del suelo, lodos y aguas residuales (Koul B., Taak P. 2018). Comprende tecnologías como la fijación química, lixiviación química y electrocinética.

La fijación química es la adición de productos químicos o materiales al suelo, para estabilizar los contaminantes, convertirlos en una forma menos tóxica y así reducir su biodisponibilidad, movilidad y riesgo ecológico (Wuana, R., & Okieimen, F. 2011). Esta tecnología se utiliza básicamente para remediar suelos con baja concentración de contaminantes, sin embargo, la biodisponibilidad de los contaminantes tratados/fijados está influenciada por las condiciones ambientales, además los productos químicos podrían modificar la estructura del suelo y tener efectos sobre los microorganismos presentes en el (Yao et al., 2012).

Por otra parte, la lixiviación química consiste en lavar el suelo contaminado con reactivos químicos, gases u otros fluidos que ayudan a filtrar el contaminante del suelo (Ou-Yang et al. 2010 citado en Koul B., Taak P. 2018). A través del intercambio de iones, precipitación, adsorción y quelación, los metales pesados se transfieren a la fase líquida y luego se recuperan en el lixiviado (Yao et al., 2012). La lixiviación química es un método eficaz para la remediación rápida, sin embargo, su eficacia depende de la naturaleza del suelo y del tipo de metales pesados presentes en el (Koul B., Taak P. 2018).

Por último, la electrocinética es una tecnología que aprovecha las propiedades conductivas del suelo, cuyo objetivo es separar y extraer los contaminantes orgánicos e inorgánicos con el uso de un campo eléctrico que permite remover las especies cargadas (iones) (Volke, T., y Velasco J. 2004). Existen diversas limitaciones para llevar a cabo la remediación electrocinética como lo son el elevado consumo de energía eléctrica y los efectos adversos de la electricidad sobre las características del suelo (Pazos et al. 2012).

### 8.3 Remediación biológica

La remediación biológica o biorremediación es un método ecológico que emplea procesos biológicos naturales para eliminar completamente los contaminantes tóxicos. Puede ser cualquier proceso que utilice microorganismos, hongos, plantas o sus enzimas para devolver el entorno natural alterado por contaminantes a su estado original (Mani, D., & Kumar, C. 2013). La biorremediación de metales pesados se puede lograr mediante el uso de microorganismos, plantas o la combinación de ambos (Li et al., 2019).

La estructura celular de un microorganismo puede atrapar iones de metales pesados y posteriormente absorberlos en los sitios de unión de la pared celular (Ayangbenro, A., y Babalola, O. 2017). Los microorganismos comúnmente utilizados para la eliminación de metales pesados son bacterias y hongos, aunque también se aplican con frecuencia levaduras y algas (Coelho *et al.*, 2015 citado en Li et al., 2019). La fitorremediación es un proceso que utiliza plantas para remover, transferir, estabilizar, concentrar y/o destruir contaminantes (orgánicos e inorgánicos) en suelos, lodos y sedimentos, puede aplicarse tanto in situ como ex situ (Volke, T., y Velasco J. 2004). Esta tecnología ha demostrado ser una alternativa prometedora, ya que es amigable con el ambiente, rentable, estéticamente agradable (Li et al., 2019).

El desempeño de la fitorremediación depende de varios factores, entre ellos el grado de contaminación del suelo, la disponibilidad y accesibilidad de los contaminantes para los microorganismos de la rizosfera, la absorción por las raíces (biodisponibilidad), y la capacidad de la planta y sus microorganismos asociados para interceptar, absorber, acumular y / o degradar los contaminantes (Vangronsveld et al. 2009). La fitorremediación posee una serie de ventajas y limitaciones en comparación con otras tecnologías convencionales, las cuales se presentan en la tabla 3.

La combinación de microorganismos y plantas para la remediación de suelos contaminados da como resultado una limpieza más rápida y eficiente del sitio contaminado (Vangronsveld et al. 2009). Se cree que los beneficios derivados de las asociaciones entre micorrizas y plantas van desde una mayor adquisición de nutrientes y agua, hasta la provisión de un suelo estable para el

crecimiento de las plantas y un aumento de la resistencia a las enfermedades (Harrier L. y Watson C. citado en Chibuike, G., y Obiora, S. 2014).

**Tabla 4.** Ventajas y desventajas de la fitorremediación.

<b>Fitorremediación</b>	
<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Se puede realizar in situ y ex situ.</li> <li>2. Se realiza sin necesidad de trasportar el sustrato contaminado, con lo que se disminuye la dispersión de contaminantes a través del aire o del agua.</li> <li>3. Es una tecnología sustentable.</li> <li>4. Es eficiente tanto para contaminantes orgánicos como inorgánicos.</li> <li>5. Es económicamente viable</li> <li>6. No requiere personal especializado para su manejo, es de fácil aplicación</li> <li>7. No requiere consumo de energía.</li> <li>8. Sólo requiere de prácticas agronómicas convencionales.</li> <li>9. No necesita sitios de disposición</li> <li>10. Actúa positivamente sobre el suelo, mejorando sus propiedades físicas y químicas, debido a la formación de una cubierta vegetal.</li> <li>11. Tiene una alta probabilidad de ser aceptada por el público, ya que es estéticamente agradable.</li> <li>12. Evita la excavación y el tráfico pesado.</li> <li>13. Se puede emplear en agua, suelo, aire y sedimentos.</li> <li>14. Los metales absorbidos por las plantas, pueden ser extraídos de la biomasa cosechada y después ser reciclados.</li> <li>15. Tiene el potencial de tratar sitios contaminados con más de un tipo de contaminante.</li> <li>16. Varias especies de plantas utilizadas para la fitorremediación pertenecen a plantas de cultivo bien estudiadas, por lo que existen amplios conocimientos disponibles para la aplicación y gestión de esas plantas.</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. La fitorremediación es un proceso relativamente lento.</li> <li>2. Se restringe a sitios donde la contaminación es superficial dentro de la rizosfera de la planta.</li> <li>3. El crecimiento de las plantas está limitado por las concentraciones toxicas de contaminantes, por lo tanto, es aplicable a ambientes con concentraciones bajas de contaminantes.</li> <li>4. En el caso de la fitovolatilización, los contaminantes acumulados en las hojas pueden ser liberados nuevamente al ambiente.</li> <li>5. Los contaminantes acumulados en maderas pueden liberarse por procesos de combustión.</li> <li>6. No todas las plantas son tolerantes o acumuladoras.</li> <li>7. La solubilidad de algunos contaminantes puede incrementarse, resultando en un mayor daño ambiental o migración de contaminantes.</li> <li>8. Se requieren áreas relativamente grandes.</li> <li>9. En sistemas acuáticos se puede favorecer la diseminación de plagas, como los mosquitos.</li> </ol>

Fuente: modificado de Agudelo et al. (2005); Wuana, R., y Okieimen, F. (2011); Bradl, H., y Xenidis, A. (2005).



## 9. CONCLUSIONES

La contaminación por metales pesados conlleva a graves afectaciones en los ecosistemas y en la especie humana, siendo la pérdida de fertilidad, las deformaciones físicas, el cáncer, la degeneración física, muscular y neurológica, algunas de las consecuencias más comunes.

Los métodos fisicoquímicos, a pesar de ser eficientes, representan un costo económico y ambiental. El uso de plantas en la biorremediación no provoca perturbaciones en los ecosistemas, siendo este un aspecto positivo en los ambientes contaminados con metales pesados (acuáticos y terrestres) que aún cuentan con presencia de fauna y flora.

La hipertolerancia / hiperacumulación de metales es un fenómeno evolutivo muy complejo y continuo, que involucra gran variedad de procesos. El desarrollo independiente y la flexibilidad genómica y epigenómica, hacen de este rasgo un modelo único para el estudio de la evolución y adaptación al estrés. Desde este punto de vista, la hipertolerancia e hiperacumulación conforman un escenario variado que involucra no solo la interacción de las plantas con diferentes tipos de suelo, sino también la integración compleja con nichos ecológica y la coevolución de patógenos asociados (Manara, A., Fasani, E., Furini, A., & DalCorso, G. 2021)

Es necesario realizar una adecuada gestión de los residuos producidos en el proceso de fitorremediación, debido a que su manejo inadecuado puede provocar la contaminación por metales pesados de suelo, aire y agua en lugares que no presentan este problema, provocando un daño mayor a los beneficios esperados.

Para desarrollar proyectos de fitorremediación en Colombia es pertinente generar mayor conocimiento científico con relación a las especies con potencial de hiperacumulación que se encuentran en el territorio nacional, debido a que su uso en comparación con otros métodos convencionales (químicos y físicos) representa una ventaja económica, ambiental y logística.

## 10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adesodun, J., Atayese, M., Agbaje, T., Osadiaye, B., Mafe, O., & Soretire, A. (2009). 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(1-4), 195-201. doi: 10.1007/s11270-009-0128-3
- Adriaensen K., van der Lelie D., Van Laere A., Vangronsveld J. y Colpaert J.V. 2004. A zinc-adapted fungus protects pines from zinc stress. *New Phytologist* 161:549-555.
- Agudelo Betancur, Lina Marcela y Macias Mazo, Karina Isabel y Suárez Mendoza, Alfredo José (2005). Fitorremediación: la alternativa para absorber metales pesados de los biosólidos. *Revista Lasallista de Investigación*, 2 (1), 57-60. ISSN: 1794-4449. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=69520110>
- Aguillon, D., & García Castro, S. (2018). *Evaluación de la capacidad fotosintética de Heliconia psittacorum (l.f.) asociada a Rhizophagus irregularis y Aspergillus niger en suelos impactados por cadmio*. Universidad de Santander.
- Alfonso González, D., Reyes Fernández, R., Rodríguez Alonso, D., & Menéndez Álvarez, E. (2019). Plantas que acumulan metales, su importancia. *Leucocroton havanensis* Borhidi hiperacumuladora de níquel. *Revista de Investigaciones de la Universidad Le Cordon Bleu*, 6(2), 7-18. <https://doi.org/10.36955/riulcb.2019v6n2.001>
- Alloway B.J. (2013). *Heavy metals in soils, trace metals and metalloids in soils and their bioavailability*. 3ra edición. Springer, Reading, Reino Unido, 587 pp.
- Apaza, D. (2008). *Absorción de cobre por Gochnatia arequipensis Sandwith (Asteraceae) en suelos de un Pasivo Ambiental Minero de Quequeña (Kiowa) y suelos del distrito de Characato*. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa.
- Apaza, D., Mestas, B., Romero, F., & Navarro, R. (2019). Toxicidad del cobre sobre la morfología de estomas de *Gochnatia arequipensis* Sandwith (Asteraceae) de dos localidades de Arequipa, Perú. *Idesia (Arica)*, 37(3), 81-87. doi: 10.4067/s0718-34292019000300081
- B. Roig Marino, (2006). *Evaluación de las tecnologías de tratamiento de aguas subterráneas contaminadas con Cromo*. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Baig, T., Garcia, A., Tiemann, K., & Gardea-Torresdey, J. (1999). *Adsorption of Heavy Metal Ions by the Biomass of Solanum elaeagnifolium (Silverleaf Nightshade)*. Presentation, University of Texas.
- Barceló, J. y Poschenrieder, C. 2003. Phytoremediation: principles and perspectives. *Contributions to Science* 2(3): 333-344. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Batista, R. A., & Sánchez, A. (2009). Fitorremediación de metales pesados y microorganismos. *Revista electrónica de la agencia de Medio Ambiente*, 16(2009), 1-6. <http://ama.redciencia.cu/articulos/16.02.pdf>
- Becerril, J., Barrutia, O., García Plazaola, J., Hernández, A., Olano, J., & Garbisu, C. (2007). Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. *Ecosistemas*, 16(2), 50-55.

- Bert V., Meerts P., Saumitou-Laprade P., Salis P., Gruber W. & Verbruggen N. (2003). Genetic basis of Cd tolerance and hyperaccumulation in *Arabidopsis halleri*. *Plant and Soil*, 249, 9-18.
- Bharagava, R., Chandra, R., & Rai, V. (2008). Phytoextraction of trace elements and physiological changes in Indian mustard plants (*Brassica nigra* L.) grown in post methanated distillery effluent (PMDE) irrigated soil. *Bioresource Technology*, 99(17), 8316-8324. doi: 10.1016/j.biortech.2008.03.002
- Bittrich, V. (1993). Caryophyllaceae. En *plantas con flores · Dicotiledóneas* (págs. 206-236). Springer, Berlín, Heidelberg.
- Bondada B. y Ma L.Q. (2002). Tolerance of heavy metals in vascular plants: arsenic hyperaccumulation by Chinese brake fern (*Pteris vittata* L.).
- Bonilla Valencia, s. (2013). *Estudio para tratamientos de biorremediación de suelos contaminados con plomo, utilizando el método de fitorremediación*. Universidad Politécnica Salesiana Sede Quito, Campus Sur.
- Boyd R.S. (2007). The defense hypothesis of elemental hyperaccumulation: status, challenges, and new directions. *Plant and Soil*, 293, 153-176.
- Boyd R.S. (2012). Plant defense using toxic inorganic ions: conceptual models of the defensive and joint effects hypotheses. *Plant Science*, 195, 88-95.
- Bradl, H., & Xenidis, A. (2005). Chapter 3 Remediation techniques. In H. Bradl, *Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation* (6th ed., pp. 165-261)
- Cai Y. y Ma L.Q. (2002). Metal tolerance, accumulation, and detoxification in plants with emphasis on arsenic in terrestrial plants En: Cai Y. y Braids O. Eds. *Biogeochemistry of Environmentally Important Trace Elements*, pp. 95-114, Oxford University Press, Oxford.
- Callahan D.L., Baker J.M., Kolev D. y Wedd G. (2006). Metal ion ligands in hyperaccumulating plants. *Journal of Biological Inorganic Chemistry* 11:2-12.
- Carpena, R. and Bernal, M., (2007). Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Ecosistemas: revista científica y técnica de ecología y medio ambiente*, 16(2), pp.1-3.
- Carrier P., Baryla A. y Havaux M. (2003). Cadmium distribution and micro localization in oilseed rape (*Brassica napus*) after long-term growth on cadmium-contaminated soil. *Planta* 216: 939-950
- Chaney, R.L., Li, Y.-M., Brown, S.L., Homer, F.A., Malik, M., Angle, J.S., Baker, A.J.M., Reeves, R.D. y Chin, M. (2000). Improving metal hyperaccumulator wild plants to develop commercial phytoextraction systems: approaches and progress. *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Cherian, S., Oliveira, M. (2005). Transgenic plants in phytoremediation: recent advances and new possibilities. *Environmental Science & Technology*. 39: 9377-9390.
- Chibuike, G., & Obiora, S. (2014). Heavy Metal Polluted Soils: Effect on Plants and Bioremediation Methods. *Applied And Environmental Soil Science*, 2014, 1-12. doi: 10.1155/2014/752708

- Cho, C., Yavuz-Corapcioglu, M., Park, S., Sung, K. (2008). Effects of Grasses on the Fate of VOCs in Contaminated Soil and Air. *Water, Air, & Soil Pollution*. 187:243-250
- Clemens S. (2001). Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. *Planta* 212:475-486
- Cobbett C. y Goldsbrough P. (2002). Phytochelatins and metallothioneins: roles in heavy metal detoxification and homeostasis. *Annual Review of Plant Biology* 53:159-182.
- Coles, K., David, J., Fisher, P., Lappin-Scott, H., & Macnair, M. (1999). Solubilization of zinc compounds by fungi associated with the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Botanical Journal of Scotland*, 51(2), 237-247. doi: 10.1080/03746609908684939
- Colpaert, J.V. y Van Assche, J.A. (1992) The effects of cadmium and cadmium-zinc interaction on the axenic growth of ectomycorrhizal fungi. *Plant and Soil* 145:237-243.
- Colzi, I., Doumett, S., Del Bubba, M., Fornaini, J., Arnetoli, M., Gabbrielli, R., & Gonnelli, C. (2011). On the role of the cell wall in the phenomenon of copper tolerance in *Silene paradoxa* L. *Environmental and Experimental Botany*, 72(1), 77-83. doi: 10.1016/j.envexpbot.2010.02.006
- Crist R.H., Martin J.R. y Crist D.R. (2002). Heavy metal uptake by lignin: comparison of biotic ligand models with anion-exchange process. *Environmental Science and Technology* 36:1485-1490.
- Cuevas-Arias C.T., Vargas O. y Rodríguez A. 2008. Solanaceae diversity in the state of Jalisco, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79:67-79.
- Davies K.L, Davies M.S. y Francis D. 1991. Zinc-induced vacuolation in root meristematic cells of *Festuca rubra* L. *Plant, Cell and Environment* 14:399-406
- Davies, F., Puryear, J., Newton, R., Egilla, J., & Saraiva Grossi, J. (2001). Mycorrhizal fungi enhance accumulation and tolerance of chromium in sunflower (*Helianthus annuus*). *Journal Of Plant Physiology*, 158(6), 777-786. doi: 10.1078/0176-1617-00311
- Dushenkov, V., Kumar, P., Motto, H., & Raskin, I. (1995). Rhizofiltration: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Aqueous Streams. *Environmental Science & Technology*, 29(5), 1239-1245. doi: 10.1021/es00005a015
- Eapen, S., Singh, S., D'Souza, S. F. (2007). Advances in development of transgenic plants for remediation of xenobiotic pollutants. *Biotechnology Advances*. 25:442-451.
- Ebbs S., Lau I., Ahner B. y Kochian L. (2002). Phytochelatin synthesis is not responsible for Cd tolerance in the Zn/Cd hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* (J. & C. Presl). *Planta* 214:635-640
- Ebbs, S., Lasat, M., Brady, D., Cornish, J., Gordon, R., y Kochian, L. (1997). Phytoextraction of Cadmium and Zinc from a Contaminated Soil. *Journal Of Environmental Quality*, 26(5), 1424-1430. doi: 10.2134/jeq1997.00472425002600050032x
- Ederli L., Reale L., Ferranti F. y Pasqualini S. (2004). Responses induced by high concentration of cadmium in *Phragmites australis* roots. *Physiologia Plantarum* 121:66-74
- Epelde L., Ma Becerril J., Alkorta I., Garbisu C. (2009) *Heavy Metal Phytoremediation: Microbial Indicators of Soil Health for the Assessment of Remediation Efficiency*. In: Singh A., Kuhad

- R., Ward O. (eds) *Advances in Applied Bioremediation. Soil Biology*, vol 17. Springer, Berlin
- Ernst W.H.O., Verkleij J.A.C. y Schat H. (1992). Metal tolerance in plants. *Acta Botanica Neerlandica* 41:229-248.
- Feng, M. (2005). *Morfogénesis floral y sistemática molecular de la familia Violaceae*. (Tesis o Disertación Electrónica). Obtenido de <https://etd.ohiolink.edu/>
- Foley R.C., Liang Z.M. y Singh K.B. (1997). Analysis of type 1 metallothionein cDNAs in *Vicia faba*. *Plant Molecular Biology* 33:583-591
- Gadapati, W.R. y Macfie S.M. (2006). Phytochelatins are only partially correlated with Cd-stress in two species of Brassica. *Plant Science* 170:471-480
- García-Hernández M., Murphy A. y Taiz L. (1998). Metallothionein 1 and 2 have distinct but overlapping expression patterns in Arabidopsis. *Plant Physiology* 118:387-397
- Gawronski S., Greger M. y Gawronska H. (2011). Chapter 5 Plant Taxonomy and Metal Phytoremediation. En M. Grege (Ed.), *Detoxification of Heavy Metals: 30* (pp. 91-109). Springer.
- Glosario: Bioacumulación.* (2007). Scientific Committees. [https://ec.europa.eu/health/scientific\\_committees/opinions\\_layman/es/glosario/abc/bioacumulacion-bioacumular.htm](https://ec.europa.eu/health/scientific_committees/opinions_layman/es/glosario/abc/bioacumulacion-bioacumular.htm)
- González-Chávez M.C., Carrillo-González R., Wright S.F. y Nichols K.A. (2004). The role of glomalin, a protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi in sequestering potentially toxic elements. *Environmental Pollution* 130:317-323.
- Gulen H. y Eris A. (2003). Some physiological changes in strawberry (*Fragaria × ananassa* ‘Camarosa’) plants under heat stress. *Journal of Horticulture Science and Biotechnology* 78:894-89
- Guo W.J., Bundithya W. y Goldsbrough P.B. (2003). Characterization of the Arabidopsis metallothionein gene family: tissuespecific expression and induction during senescence and in response to copper. *New Phytologist* 159:369-381
- Guo Y., George E. y Marschner H. (1996). Contribution of an arbuscular mycorrhizal fungus to the uptake of cadmium and nickel in bean and maize plants. *Plant and Soil* 184:195-205.
- Hall J.L. (2002). Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany* 53:1-11
- Harrison M.J. (1999). Molecular and cellular aspects of the arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 50, 361–389.
- Harrison M.J. 2005. Signaling in the arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Annual Review of Microbiology* 59:19–42.
- Harvey P., Campanella B., Castro P., Harms H., Lichtfouse E., Schäffner A., Smrcek S., y Werck D. (2002). Phytoremediation of polyaromatic hydrocarbons, anilines, and phenols. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 9, 29-47

- Hayashi Y, Nakagawa CW, Mutoh N, Isobe M, Goto T (1991) Two pathways in the biosynthesis of cadystins (gEC)nG in the cell-free system of the fission yeast. *Biochem. Cell Biol.* 69:115-121
- Heiss S., Wachter A., Bogs J., Cobbett C. y Rausch T. (2003). Phytochelatin synthase (PCS) protein is induced in *Brassica juncea* leaves after prolonged Cd exposure. *Journal of Experimental Botany* 54:1833-1839.
- Hirata K., Tsuji N. y Miyamoto K. (2005). Biosynthetic regulation of phytochelatins, heavy metal-binding peptides. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 100:593-599.
- Hsieh H.M., Liu W.K., Chang A. y Huang P.C. (1996). RNA expression patterns of a type 2 metallothionein-like gene from rice. *Plant Molecular Biology* 32:525-529
- Hu, B., Chen, S., Hu, J., Xia, F., Xu, J., Li, Y., & Shi, Z. (2017). Application of portable XRF and VNIR sensors for rapid assessment of soil heavy metal pollution. *PLOS ONE*, 12(2), e0172438. doi: 10.1371/journal.pone.0172438
- Huang, Z., Pan, X., Wu, P., Han, J., & Chen, Q. (2014). Heavy metals in vegetables and the health risk to the population in Zhejiang, China. *Food Control*, 36(1), 248-252. doi: 10.1016/j.foodcont.2013.08.036
- Hunt, A., Anderson, C., Bruce, N., García, A., Graedel, T., & Hodson, M. et al. (2014). Phytoextraction as a tool for green chemistry. *Green Processing and Synthesis*, 3(1). doi: 10.1515/gps-2013-0103.
- IDEAM, Estudio Nacional del Agua. (2014). Recuperado de: [http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023080/ENA\\_2014.pdf](http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023080/ENA_2014.pdf)
- Inouhe M. (2005). Phytochelatins. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 17:65-78
- Jankaite, A., & Vasarevičius, S. (2005). Remediation Technologies for Soil Contaminated with Heavy Metals. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 13(2), 109-113. doi: 10.3846/16486897.2005.9636854
- January, M., Cutright, T., Keulen, H., & Wei, R. (2008). Hydroponic phytoremediation of Cd, Cr, Ni, As, and Fe: Can *Helianthus annuus* hyperaccumulate multiple heavy metals? *Chemosphere*, 70(3), 531-537. doi: 10.1016/j.chemosphere.2007.06.066
- Jedrzejczyk M., Rostanski A., Malkowski E. (2002). Accumulation of Zinc and Lead in Selected Taxa of the Genus *Viola* L.
- Jentschke G. y Godbold D.L. 2000. Metal toxicity and ectomycorrhizas. *Physiologia Plantarum* 109:107-116.
- Joner E.J., Briones R. y Leyval C. (2000). Metal binding capacity of arbuscular mycorrhizal mycelium. *Biology and Fertility of Soils* 226:227-234.
- K. Johansson, M. Aastrup, A. Andersson, L. Bringmark and A. Iverfeldt, (1991). Mercury in swedish forest soils and waters-Assessment of critical load. *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 56, no.1, pp 267.
- Keane B., Collier M., Shann J., Rogstad, Y. (2001) Metal content of dandelion (*Taraxacum officinale*) leaves in relation to soil contamination and airborne particulate matter. *Sci Total Environ* 281:63-78.

- Kelley, C., Gaither, K. K., Baca-Spry, A., Cruickshank, B. J. (2000). Incorporation of phytoremediation strategies into the introductory chemistry laboratory. *Chem Educator*, 5:140-143.
- Kidd, P., Becerra Castro, C., García Lestón, M., & Monterroso, C. (2007). Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: el género *Alyssum L.* *Ecosistemas*, 16(2), 26-43.
- Klaassen C.D., Liu J. y Choudhuri S. (1999). Metallothionein: an intracellular protein to protect against cadmium toxicity. *Annual Review of Pharmacology and Toxicology* 39:267-294.
- Koul B., Taak P. (2018) Chemical Methods of Soil Remediation. In: Biotechnological Strategies for Effective Remediation of Polluted Soils. Springer, Singapore. [https://doi.org/10.1007/978-981-13-2420-8\\_4](https://doi.org/10.1007/978-981-13-2420-8_4).
- Krämer U. (2010). Metal Hyperaccumulation in Plants. *Annual Review of Plant Biology*, 61, 28.1-28.18. doi: <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042809-112156>
- Kress, W. J., Betancur Betancur, J. C., Roesel, C. S., y Echeverry C., B. E. (1993). Lista preliminar de las heliconias de Colombia y cinco especies nuevas. *Caldasia*, 17(2), 183-197. Obtenido de <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/17193>
- Królak E (2003) Accumulation of Zn, Cu, Pb and Cd by dandelion (*Taraxacum officinale* Web.) in environments with various degrees of metallic contamination. *Pol J Environ Stud* 12(6):713–721
- Ledger S.E. y Gardner R.C. (1994). Cloning and characterization of five cDNAs for genes differentially expressed during fruit development of kiwifruit (*Actinidia deliciosa* var. *deliciosa*). *Plant Molecular Biology* 25:877-886.
- Leigh, M., Prouzová, P., Macková, M., Macek, T., Nagle, D., & Fletcher, J. (2006). Polychlorinated Biphenyl (PCB)-Degrading Bacteria Associated with Trees in a PCB-Contaminated Site. *Applied And Environmental Microbiology*, 72(4), 2331-2342. doi: 10.1128/aem.72.4.2331-2342.2006
- Li, C., Zhou, K., Qin, W., Tian, C., Qi, M., Yan, X., & Han, W. (2019). A Review on Heavy Metals Contamination in Soil: Effects, Sources, and Remediation Techniques. *Soil And Sediment Contamination: An International Journal*, 28(4), 380-394. doi: 10.1080/15320383.2019.1592108
- Linhart Y.B. y Grant M.C. (1996). Evolutionary significance of local genetic differentiation in plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27:237-277.
- Liu, L., Li, W., Song, W., & Guo, M. (2018). Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. *Science Of the Total Environment*, 633, 206-219. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.161
- Llerena, J., Coasaca, R., Rodríguez, H., Llerena, S., Valencia, Y., & Mazzafera, P. (2021). Metallothionein production is a common tolerance mechanism in four species growing in polluted Cu mining areas in Peru. *Ecotoxicology And Environmental Safety*, 212, 112009. doi: 10.1016/j.ecoenv.2021.112009

- Llugany, R. Tolrà, C. & Poschenrieder, J., (2007). *Hiperacumulación de metales: ¿una ventaja para la planta y para el hombre*. Revista Científica y técnica de Ecología y Medio Ambiente, ISBN 1697-2473, p.7.
- Lodeiro P., Cordero B., Barriada J.L., Herrero R. y de Vicente M.E.S. (2005). Biosorption of cadmium by biomass of brown marine macroalgae. *Bioresource Technology* 96:1796-1803.
- López-Martínez, S., Gallegos-Martínez, M., Pérez-Flores, L., y Gutiérrez-Rojas, M. (2005). Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con moléculas orgánicas xenobióticas. *Revista Internacional De Contaminación Ambiental*, 2(21), 92-100.
- Luo, C., Liu, C., Wang, Y., Liu, X., Li, F., Zhang, G., & Li, X. (2011). Heavy metal contamination in soils and vegetables near an e-waste processing site, south China. *Journal Of Hazardous Materials*, 186(1), 481-490. doi: 10.1016/j.jhazmat.2010.11.024
- Ma J.F., Ueno D., Zhao F.J. y McGrath S.P. (2005). Subcellular localization of Cd and Zn in the leaves of a Cd-hyperaccumulating ecotype of *Thlaspi caerulescens*. *Planta* 220:731-736
- Machado-Estrada, B., Calderón, J., Moreno-Sánchez, R., & Rodríguez-Zavala, J. (2012). Accumulation of arsenic, lead, copper, and zinc, and synthesis of phytochelatins by indigenous plants of a mining impacted area. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(6), 3946-3955. doi: 10.1007/s11356-012-1344-8
- Macnair M.R., Tilstone G.H. y Smith S.E. 2000. The genetics of metal tolerance and accumulation in higher plants. En: Terry N y Banuelos G. Eds. *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*, pp. 235-250, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Madera-Parra, C., Peña-Salamanca, E., y Solarte-Soto, J. (2014). Efecto de la concentración de metales pesados en la respuesta fisiológica y capacidad de acumulación de metales de tres especies vegetales tropicales empleadas en la fitorremediación de lixiviados provenientes de rellenos sanitarios. *Ingeniería y competitividad*, 16(2), 179-188. doi: 10.25100/iyc.v16i2.3693
- Maleci, L., Buffa, G., Wahsha, M., & Bini, C. (2013). Morphological changes induced by heavy metals in dandelion (*Taraxacum officinale* Web.) growing on mine soils. *Journal Of Soils and Sediments*, 14(4), 731-743. doi: 10.1007/s11368-013-0823-y
- Manara, A., Fasani, E., Furini, A., & DalCorso, G. (2021). Evolution of the metal hyperaccumulation and hyper tolerance traits. *Department Of Biotechnology, University of Verona*.
- Mani, D., & Kumar, C. (2013). Biotechnological advances in bioremediation of heavy metals contaminated ecosystems: an overview with special reference to phytoremediation. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11(3), 843-872. doi: 10.1007/s13762-013-0299-8
- Marmiroli M., Antonioli G., Maestri E. y Marmiroli N. (2005). Evidence of the involvement of plant ligno-cellulosic structure in the sequestration of Pb: An X-ray spectroscopy-based analysis. *Environmental Pollution* 134:217-227.
- Marschner H. (1995). *Mineral Nutrition in Higher Plants*, 2a ed, Academic Press, Londres.



- Martin, C.W. (2000). *Heavy Metals Trends in Floodplain Sediments and Valley Fill*. *Catena* 39, pp 53-68-
- Méndez, N. (2020). *Procesos de fitorremediación en suelos contaminados con cadmio: Revisión de Literatura* (Licenciatura). Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano Honduras.
- Menegaes, J., Swarowsky, A., Bellé, R., & Backes, F. (2019). Avaliação Do Potencial Fito remediador De Cravina-Chinesa Cultivada Em Solo Com Excesso De Cobre. *Revista Em Agronegócio E Meio Ambiente*, 12(4), 1353. doi: 10.17765/2176-9168.2019v12n4p1353-1370
- Miranda, D., Carranza, C., Rojas, C., Jerez, C., Fischer, G., & Zurita, J. (2011). Acumulación de metales pesados en suelo y plantas de cuatro cultivos hortícolas, regados con agua del río Bogotá. *Revista Colombiana De Ciencias Hortícolas*, 2(2), 180-191. doi: 10.17584/rcch.2008v2i2.1186
- Miretzky, P., Saralegui, A., Fernández-Cirelli, A. (2004). Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*. 57: 997-1005.
- Mishra S., Srivastava S., Tripathi R.D., Govindarajan R., Kuriakose S.V. y Prasad M.N.V. (2006). Phytochelatin synthesis and response of antioxidants during cadmium stress in *Bacopa monnieri* L. *Plant Physiology and Biochemistry* 44:25-37
- Mithöfer A., Shulze B. y Boland-Whilheim. (2004). Biotic and heavy metal stress response in plants: evidence for common signals. *FEBS Lett.* 566, 1-5.
- Morelli E. y Scarano G. (2004). Copper-induced changes of nonprotein thiols and antioxidant enzymes in the marine microalga *Phaeodactylum tricornutum*. *Plant Science* 167:289-296
- Murphy A. y Taiz L. (1996). Purification of copper-binding metallothionein-like proteins from *Arabidopsis thaliana*. *Plant Physiology* 111:553-553
- Neilson S. y Rajakaruna N. (2012). Chapter 12 Roles of Rhizospheric Processes and Plant Physiology in Applied Phytoremediation of Contaminated Soils Using Brassica Oilseeds. En *The Plant Family Brassicaceae*. (pp. 313-327). Springer.
- Nesler A. y Furini A. (2012). Phytoremediation: The Utilization of Plants to Reclaim Polluted Site. En *Plants and heavy metals* (p.77)
- Nikolíc M. y Stevovic S. (2015). Family Asteraceae as a sustainable planning tool in phytoremediation and its relevance in urban areas. *Urban Forestry & Urban Greening*, p.784
- Nowak J., Frérot H., Faure N., Glorieux C., Liné C., Pourrut B. & Pauwels M. (2018). Can zinc pollution promote adaptive evolution in plants? Insights from a one-generation selection experiment. *Journal of Experimental Botany*, 69(22), 5561-5572.
- Objetivos de Desarrollo Sostenible, (2015-2030). Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. <https://www.undp.org/content/undp/es/home/sustainabledevelopmentgoals.html>

- Olivares, E. (2003). The effect of lead on the phytochemistry of *Tithonia diversifolia* exposed to roadside automotive pollution or grown in pots of Pb-supplemented soil. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 15(3), 149-158. doi: 10.1590/s1677-04202003000300004
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, (2016). *Informe del Estado Mundial del Recurso Suelo - Resumen Técnico*. en: <http://www.fao.org/3/a-i5126s.pdf>
- Padilha F.P., de Franca F.P. y da Costa A.C.A. (2005). The use of waste biomass of *Sargassum* sp. for the biosorption of copper from simulated semiconductor effluents. *Bioresource Technology* 96:1511-1517.
- Pagnanelli, F., Moscardini, E., Giuliano, V. and Toro, L. (2004). Sequential Extraction of Heavy Metals in River Sediments of an Abandoned Pyrite Mining Area: Pollution Detection and Affinity Series. *Environmental Pollution*, 132, pp 189-201.
- Palmer, C., Warwick, S., & Keller, W. (2001). Brassicaceae (Cruciferae) Family, Plant Biotechnology, and Phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*, 3(3), 245-287. doi: 10.1080/15226510108500059
- Pazos, M., Plaza, A., Martín, M., & Lobo, M. (2012). The impact of electrokinetic treatment on a loamy-sand soil properties. *Chemical Engineering Journal*, 183, 231-237. doi: 10.1016/j.cej.2011.12.067
- Peña-Salamanca, E., Madera-Parra, C., Sánchez, J., & Medina-Vásquez, J. (2013). Bioprospección de plantas nativas para su uso en procesos de biorremediación: caso *Heliconia psittacorum* (heliconiaceae). *Revista De La Academia Colombiana De Ciencias Exactas, Físicas Y Naturales*, 37(145), 469. doi: 10.18257/raccefyn.29
- Perales-Vela H.V., Peña-Castro J.M. y Cañizares-Villanueva R.O. (2006). Heavy metal detoxification in eukaryotic microalgae. *Chemosphere* 64:1-10
- Peralta-Videoa J.R., López M.L., Narayan M., Saupe G. y Gardea-Torresdey J. (2009). The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: Implications for the food chain. *Int. J. Biochem. Cell Biol.* 41, 1665-1677.
- Pineda, H.R. (2004). Presencia de Hongos Micorrízicos Arbusculares y Contribución de *Glomus Intraradices* en la Absorción y Translocación de Cinc y Cobre en Girasol (*Helianthus Annuus L.*) Crecido en un Suelo Contaminado con Residuos de Mina. Tesis para obtener el Grado de Doctor en Ciencias Universidad de Colima. Tecoman, Colima.
- Pineda, M., & Rodríguez, A. (2015). Metales pesados (Cd, Cr y Hg): su impacto en el ambiente y posibles estrategias biotecnológicas para su remediación. *I3+*, 2(2), 82. doi: 10.24267/23462329.113
- Pollard A., Powell K., Harper F. & Smith J. (2002) The Genetic Basis of Metal Hyperaccumulation in Plants, *Critical Reviews in Plant Sciences*, 21:6, 539-566,
- Prakash, A., & Kumar, P. (2017). *Evaluation Of Heavy Metal Scavenging Competence by In-Vivo Grown Ricinus Communis L. Using Atomic Absorption Spectrophotometer*. Lovely Professional University.

- Prieto, J, González, C, Román A., Prieto. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelo y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10, pp. 29-44 Universidad Autónoma de Yucatán Mérida, Yucatán, México
- Rakshit, A., Pal, S., Parihar, M., & Singh, H. (2017). Bioremediation of Soils Contaminated with Ni and Cd: An Overview. *Adaptive Soil Management: From Theory to Practices*, 339-357. doi: 10.1007/978-981-10-3638-5\_17
- Reeves R.D., Baker A.J.M., Jaffré T., Erskine P.D., Echevarria G. & van der Ent A. (2017). A global database for plants that hyperaccumulate metal and metalloid trace elements. *New Phytologist*. doi:10.1111/nph.14907.
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Díaz, M., González, E. (2016). Contaminación por metales pesados: implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. De *Revista Ingeniería, Investigación y Desarrollo*.
- Robinson B.H., Leblanc M., Petit D., Brooks R.R., Kirkman J.H. & Gregg P.E.H. (1998). The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. *Plant and Soil*, 203, 47-56.
- Robinson N.J., Tommey A.M. Kuske C. y Jackson P.J. (1993). *Plant metallothioneins. Biochemical Journal* 295:1-10.
- Robinson, B., Schulin, R., Nowack, B., Roulier, S., Menon, M., & Clothier, B. et al. (2006). Phytoremediation for the management of metal flux in contaminated sites. *For. Snow Landsc. Res*, 80(2), 221–234.
- Ruscitti, M., Arango, M., & Beltrano, J. (2017). Improvement of copper stress tolerance in pepper plants (*Capsicum annuum* L.) by inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi. *Theoretical And Experimental Plant Physiology*, 29(1), 37-49. doi: 10.1007/s40626-016-0081-7.
- Ryan P.R. y Delhaize E., Jones D.L. (2001). Function and mechanism of organic acid exudation from roots. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 52:527-560
- Salt D.E, Kato N., Krämer U., Smith R.D. y Raskin I. (2000). *The role of root exudates in nickel hyperaccumulation and tolerance in accumulator and no accumulator species of Thlaspi*. En: Terry N. y Bañuelos G.S. Eds. *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*, pp. 189-200, CRC Press, Boca Raton, Florida
- Sánchez, F., & Corredor, S. (2021). Metales Tóxicos en Colombia: Presencia, Origen, Distribución y Contaminación en Componentes Bióticos y Abióticos. In *Metales tóxicos en el recurso pesquero: Implicaciones para la salud ambiental*.
- Schafer H.J., Greiner S., Rausch T. y HaagKerwer A. (1997). In seedlings of the heavy metal accumulator *Brassica juncea* Cu<sup>2+</sup> differentially affects transcript amounts for  $\gamma$ -glutamylcysteine synthetase ( $\gamma$ -ECS) and metallothionein (MT2). *FEBS Letters* 404:216-220
- Schat H., Llugany M. y Bernhard R. 2000. Metal-specific patterns of tolerance, uptake, and transport of heavy metals in hyperaccumulating and no hyperaccumulating metallophytes.

- En: Terry N. y Banuelos G. Eds. *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*, pp. 171-188. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Schat H., Llugany M., Vooijs R., Hartley-Whitaker J. y Bleeker P.M. (2002). The role of phytochelatins in constitutive and adaptive heavy metal tolerances in hyperaccumulator and non-hyperaccumulator metallophytes. *Journal of Experimental Botany* 53:2381-2392
- Schützendübel A. y Polle A. (2002). Plant responses to abiotic stresses: heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization. *J. Exp. Bot.* 53, 1351-1365
- Shilev S.I., Ruso J., Puig A., Benlloch M., Jorriñ J. y Sancho E. 2001. Rhizosphere bacteria promote sunflower (*Helianthus annuus* L.) plant growth and tolerance to heavy metals. *Minerva biotecnológica* 13:37-39.
- Sierra-Muñoz, J., Siquieros-Delgado, M., Flores-Ancira, E., Moreno-Rico, O. y Arredondo-Figueroa, J. (2015). Riqueza y distribución de la familia Solanaceae en el estado de Aguascalientes, México. *Botanical Sciences*, 93(1), 97. doi: 10.17129/botsoci.63
- Smeets K., Cuypers A., Lambrechts A., Semane B., Hoet P., Van Laere A. y Vangronsveld J. (2005). Induction of oxidative stress and antioxidative mechanisms in *Phaseolus vulgaris* after Cd application. *Plant Physiol. Biochem.* 43, 437-444.
- Song, B., Zeng, G., Gong, J., Liang, J., Xu, P., & Liu, Z. et al. (2017). Evaluation methods for assessing effectiveness of in situ remediation of soil and sediment contaminated with organic pollutants and heavy metals. *Environment International*, 105, 43-55. doi: 10.1016/j.envint.2017.05.001
- Spain, A. y Alm, E. (2003). Implications of Microbial Heavy Metal Tolerance in the Environment. *Reviews in Undergraduate Research*, 2(1-6).
- Sun, R., Zhou, Q., Sun, F., y Jinn, C. (2007). Antioxidative defense and proline/phytochelatin accumulation in a newly discovered Cd-hyperaccumulator, *Solanum nigrum* L. *Environmental and Experimental Botany*, 60(3), 468-476. doi: 10.1016/j.envexpbot.2007.01.004
- Sychta, K., Słomka, A., Suski, S., Fiedor, E., Gregoraszczyk, E., & Kuta, E. (2018). Suspended cells of metalicolous and non metalicolous *Viola* species tolerate, accumulate, and detoxify zinc and lead. *Plant Physiology and Biochemistry*, 132, 666-674. doi: 10.1016/j.plaphy.2018.10.013
- Tian S., Xie R., Wang H., Hu Y., Hou D., Liao X., Brown P.H., Yang H., Lin X., Labavitch J.M., Lu L. (2017). Uptake, sequestration, and tolerance of cadmium at cellular levels in the hyperaccumulator plant species *Sedum alfredii*. *Journal of Experimental Botany*, 68(9), 2387-2398. doi: <https://doi.org/10.1093/jxb/erx112>.
- Tonin, C., Vandenkoornhuysse, P., Joner, E., Straczek, J., & Leyval, C. (2001). Assessment of arbuscular mycorrhizal fungi diversity in the rhizosphere of *Viola calaminaria* and effect of these fungi on heavy metal uptake by clover. *Mycorrhiza*, 10(4), 161-168. doi: 10.1007/s005720000072
- Tsuji N., Hirayanagi N., Okada M., Miyasaka H., Hirata K., Zenk M.H. y Miyamoto K. (2002). Enhancement of tolerance to heavy metals and oxidative stress in *Dunaliella tertiolecta* by

- Zn-induced phytochelatin synthesis. *Biochemical and Biophysical Research Communications* 293:653-659
- Tullio M., Pierandrei F., Salerno A. y Rea E. (2003). Tolerance to cadmium of vesicular arbuscular mycorrhizae spores isolated from a cadmium-polluted and unpolluted soil. *Biology and Fertility of Soils* 37:211-214.
- U. Farooq, J. A. Kozinski, M. A. Khan, and M. Athar, (2010) Biosorption of heavy metal ions using wheat-based bio sorbents -a review of the recent literature. *Bioresour. Technol.*, vol. 101, no. 14, pp. 5043-53
- V. Gómez Rengifo, J. Velásquez Jiménez, and G. Quintana Marín, (2013). Lignina como adsorbente de metales pesados: Revisión del estado del arte. *Rev. Investig. Apl.*, vol. 7, no. 2, pp. 74-85
- V. R. García Villegas, A. G. Yipmantin Ojeda, E. G. Guzmán Lezama, R. Pumachagua Huertas, and H. J. Maldonado García, (2011). Estudio de la cinética de biosorción de iones plomo en pectina reticulada proveniente de cáscaras de cítricos. *Rev. la Soc. Química del Perú*, vol. 77, no. 3, pp. 173-181
- Van Hoof N.A.L.M., Hassinen V.H., Hakvoort H.W.J., Ballintijn K.F., Schat H., Verkleij J.A.C., Ernst W.H.O., Karenlampi S.O. y Tervahauta A.I. (2001). Enhanced copper tolerance in *Silene vulgaris* (Moench) Garcke populations from copper mines is associated with increased transcript levels of a 2b-type metallothionein gene. *Plant Physiology* 126:1519-1526
- Van Tichelen, K.K., Colpaert J.V. y Vangronsveld J. (2001). Ectomycorrhizal protection of *Pinus sylvestris* against copper toxicity. *New Phytologist* 150:203-213.
- Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., & Ruttens, A. et al. (2009). Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7), 765-794. doi: 10.1007/s11356-009-0213-6
- Verbruggen, N., Hermans, C., & Schat, H. (2009). Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New Phytologist*, 181(4), 759-776. doi: 10.1111/j.1469-8137.2008.02748.x
- Vogel-Mikuš, K., Drobne, D., & Regvar, M. (2005). Zn, Cd and Pb accumulation and arbuscular mycorrhizal colonization of pennycress *Thlaspi praecox* Wulf. (*Brassicaceae*) from the vicinity of a lead mine and smelter in Slovenia. *Environmental Pollution*, 133(2), 233-242. doi: 10.1016/j.envpol.2004.06.021
- Vogel-Mikuš, K., Pongrac, P., Kump, P., Nečemer, M., & Regvar, M. (2006). Colonization of a Zn, Cd and Pb hyperaccumulator *Thlaspi praecox* Wulfen with indigenous arbuscular mycorrhizal fungal mixture induces changes in heavy metal and nutrient uptake. *Environmental Pollution*, 139(2), 362-371. doi: 10.1016/j.envpol.2005.05.005
- Volke, T., & Velasco J. (2004). *Tecnologías de remediación para suelos contaminados*. México, D.F: Inst. Nacional de Ecología.

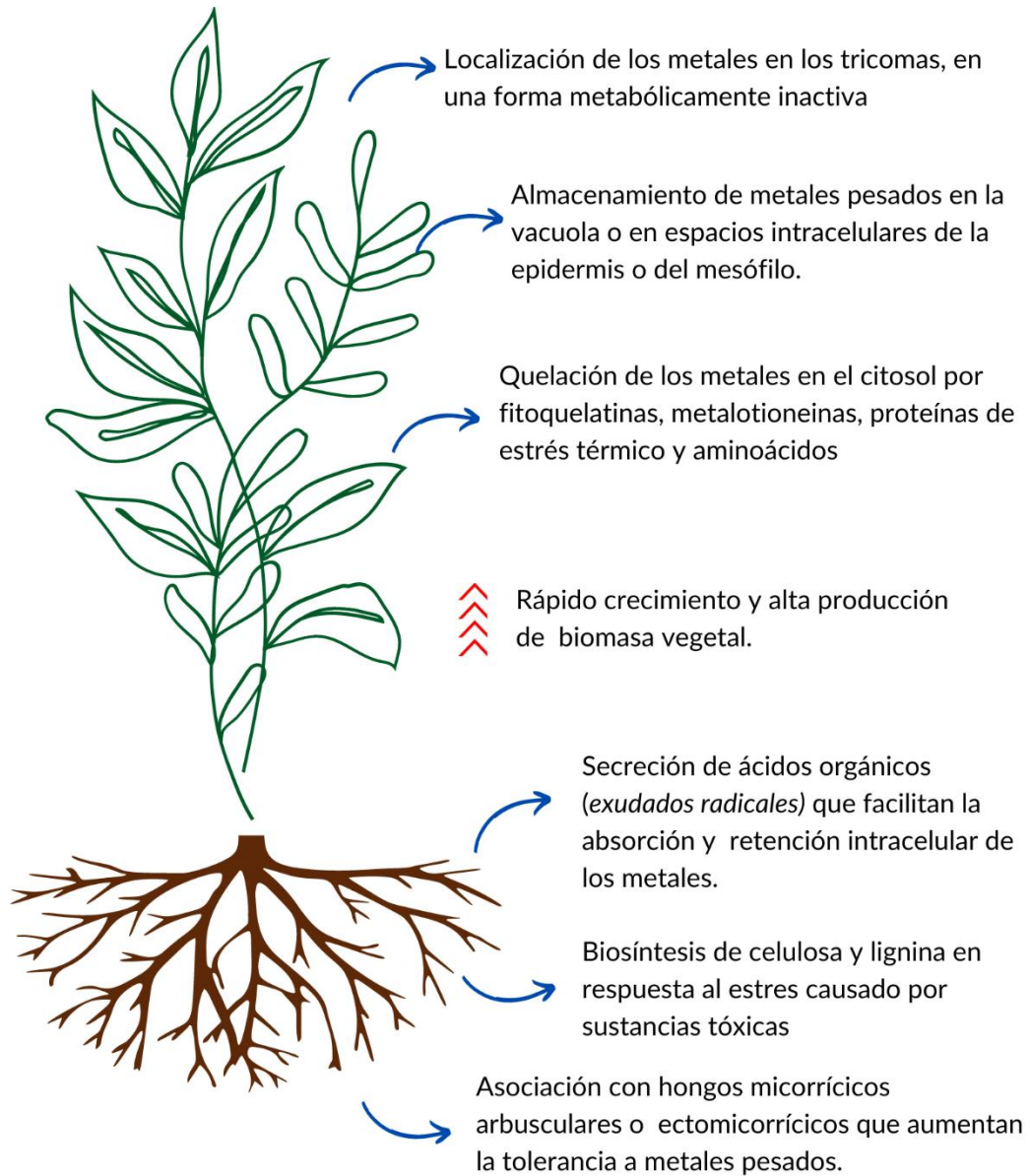
- Watt M. y Evans J. (1999). Proteoid roots physiology and development. *Plant Physiol.* 121, 317-323.
- White C.N. y Rivin C.J. (1995). Characterization and expression of a cDNA encoding a seed-specific metallothionein in maize. *Plant Physiology* 108:831-832.
- Whiting, S., Leake, J., McGrath, S., y Baker, A. (2000). Positive responses to Zn and Cd by roots of the Zn and Cd hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *New Phytologist*, 145(2), 199-210. doi: 10.1046/j.1469-8137.2000.00570.x
- Wójcik M. y Tukiendorf A. (2005). Cadmium uptake, localization, and detoxification in *Zea mays*. *Biologic Plantarum* 49:237-245
- Wong, M. H. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* 50: 775-780.
- Wuana, R., & Okieimen, F. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *ISRN Ecology*, 2011, 1-20. doi: 10.5402/2011/402647
- Yang, X., Qin, J., Li, J., Lai, Z., & Li, H. (2021). Upland rice intercropping with *Solanum nigrum* inoculated with arbuscular mycorrhizal fungi reduces grain Cd while promoting phytoremediation of Cd-contaminated soil. *Journal Of Hazardous Materials*, 406, 124325. doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.124325
- Yao, Z., Li, J., Xie, H., & Yu, C. (2012). Review on Remediation Technologies of Soil Contaminated by Heavy Metals. *Procedia Environmental Sciences*, 16, 722-729. doi: 10.1016/j.proenv.2012.10.099
- Young C.C., Chang C.H., Chen L.F. y Chao C.C. (1998). Characterization of the nitrogen fixation and ferric phosphate solubilizing bacteria isolated from a Taiwan soil. *Journal of the Chinese Agricultural Chemical Society* 35:201-210
- Yu, C., Peng, X., Yan, H., Li, X., Zhou, Z., & Yan, T. (2015). Phytoremediation Ability of *Solanum nigrum* L. to Cd-Contaminated Soils with High Levels of Cu, Zn, and Pb. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(5). doi: 10.1007/s11270-015-2424-4
- Yun Y-S. y Volesky B. (2003). Modeling of lithium interference in cadmium biosorption. *Environmental Science and Technology* 37:3601-3608.
- Zegarra Zegarra, R. (2019). Las Especies de la Familia *Euphorbiaceae* en la Provincia de Tacna: Estudio Biosistemática. *Ciencia & Desarrollo*, (19), 44-48. doi: 10.33326/26176033.2015.19.480
- Zenk M.H. (1996). Heavy metal detoxification in higher plants: a review. *Gene* 179:21-30
- Zhang H.Y., Xu W.Z., Guo J.B., He Z.Y. y Ma M. (2005). Coordinated responses of phytochelatin and metallothioneins to heavy metals in garlic seedlings. *Plant Science* 169:1059-1
- Zheng S.J., Ma J.F. y Matsumoto H. (1998). High aluminum resistance in buckwheat. 1. Al-induced specific secretion of oxalic acid from root tips. *Plant Physiology* 117:745-751.
- Zhou J. y Goldsbrough P.B. (1995). Structure, organization, and expression of the metallothionein gene family in *Arabidopsis*. *Molecular and General Genetics* 248:318-328

Zhu Y.G., Christie P. y Laidlaw A.S. (2001). Uptake of Zn by arbuscular mycorrhizal white clover from Zn-contaminated soil. *Chemosphere* 42:193-1999.

## **11. ANEXOS**

**Anexo 1.** infografías características de tolerancia a metales pesados. Elaboración propia.

## Características Morfológicas y Fisiológicas Presentes En Las Especies Hiperacumuladoras



Anexo 2. Ventajas y desventajas de la fitorremediación. Elaboración propia.



# Fitorremediación



## Ventajas

▶ Puede realizarse in situ y ex situ

▶ Se puede emplear en agua, suelo, aire y sedimentos

▶ Tiene el potencial de tratar sitios con más de un contaminante.



Fácil aplicación, sólo requiere de prácticas agronómicas convencionales



Es sustentable



Evita la excavación y el tráfico pesado.



No requiere consumo de energía.

▶ No necesita sitios de disposición



Económicamente viable

▶ Aceptación del público

▶ Eficiente para contaminantes orgánicos e inorgánicos



Mejora las propiedades físicas y químicas del suelo



Los metales pueden ser extraídos y después reciclados.

## Desventajas



Es un proceso relativamente lento.



Se restringe a sitios donde la contaminación es superficial



Los contaminantes acumulados en maderas pueden liberarse por combustión.



No todas las plantas son tolerantes o acumuladoras.

▶ La solubilidad de algunos contaminantes puede incrementarse

▶ Se requieren áreas relativamente grandes.



En sistemas acuáticos se puede favorecer la diseminación de plagas



En la fitovolatilización, los contaminantes pueden ser liberados nuevamente al ambiente.