



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

**“Biacumulación de cadmio en plantas silvestres de la zona
de Xochimilco con potencial para fitorremediación”.**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
B I Ó L O G O
P R E S E N T A:
HORACIO DAVID CARRANZA BAUTISTA



TUTOR: DR. MANUEL JIMÉNEZ ESTRADA

2009



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



FACULTAD DE CIENCIAS
Secretaría General
División de Estudios Profesionales

Votos Aprobatorios

Act. Mauricio Aguilar González
Jefe de la División de Estudios Profesionales
Facultad de Ciencias
Presente

Por este medio hacemos de su conocimiento que hemos revisado el trabajo escrito titulado:

Bioacumulación de cadmio en plantas silvestres de la zona de Xochimilco con potencial para fitorremediación

realizado por Carranza Bautista Horacio David con número de cuenta 0-9530085-8 quien ha decidido titularse mediante la opción de tesis en la licenciatura en **Biología**. Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Propietario Dra. Ruth Cecilia Vanegas Pérez

Propietario Dra. Claudia Alejandra Ponce de León Hill

Propietario Tutor Dr. Manuel Jiménez Estrada

Suplente Dra. Silke Cram Heydrich

Suplente M. en C. Irene Marie Sommer Cervantes

Atentamente,

“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU ”

Ciudad Universitaria, D. F., a 22 de abril de 2008

EL COORDINADOR DEL COMITÉ ACADÉMICO DE LA LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

DR. ZENÓN CANO SANTANA

FACULTAD DE CIENCIAS



UNIDAD DE ENSEÑANZA
DE BIOLOGÍA

Señor sinodal: antes de firmar este documento, solicite al estudiante que le muestre la versión digital de su trabajo y verifique que la misma incluya todas las observaciones y correcciones que usted hizo sobre el mismo.

Dedicatorias



A mi madre Rosa Irma Bautista Villanueva su interés y apoyo incondicional.

A mi hermana y mis sobrinos Alex y Vanessa el tiempo que me cedieron para la realización de este trabajo.

Agradecimientos

A mi tutor el Dr. Manuel Jiménez agradezco el apoyo y a mis sinodales quienes le dieron forma y sentido a este trabajo la Dra. Cecilia Vanegas P., la Dra. Claudia Ponce de L., la Dra. Silke Cram H. y la M. en C. Irene Sommers C. agradezco sus comentarios, el apoyo, su confianza, tiempo y su experiencia.

Al M. en C. Manuel Hernández Quiroz y La M. en C. Pilar Fernández Lomeli el apoyo técnico su experiencia y amistad, para la obtención de resultados.

A mis amigos, amigas y compañeros de generación en especial a: Miguel H., Ramces DJ., David L. Salvador, Rubén, Xochitl V., Pily S., Cristina L., Vanesa C., Araceli A., Anayeli R. y Guadalupe V.A. por los grandes momentos inolvidables.

A todos mis profesores de la carrera a quienes les debo mi formación.

Este trabajo fue elaborado gracias al apoyo financiero PAPIME-UNAM (PE206605, PE205206).

Índice de contenido

1. Resumen.....	1
2. Introducción.....	2
3. Antecedentes.....	5
3.1 Generalidades del cadmio.....	5
3.2 Toxicidad del cadmio en las plantas.....	7
3.3 Mecanismos de defensa de las plantas ante el cadmio.....	8
3.4 Biorremediación – Fitorremediación.....	13
3.5 Casos de estudio.....	20
4. Objetivos.....	22
5. Hipótesis.....	22
6. Materiales y métodos.....	23
6.1 Sitio de estudio. Descripción y problemática.....	23
6.2 Sitios de recolecta.....	23
6.3 Herborizado de material vegetal.....	25
6.4 Germinación y cultivo hidropónico.....	25
6.5 Pruebas de exposición al cadmio.....	27
6.6 Cuantificación del cadmio.....	28
6.7 Análisis estadístico.....	29
7. Resultados.....	30
8. Discusión.....	39
9. Conclusiones.....	48
10. Recomendaciones.....	49
11. Literatura citada.....	50
12. Anexos.....	64

Índice de Figuras

Fig. 1	Respuesta de las plantas ante la presencia de metales tóxicos en el suelo.....	9
Fig. 2	Ruta metabólica de los principales aminoácidos que intervienen en la desintoxicación de EPT's.....	11
Fig. 3	Ruta metabólica del glutatión y su importancia en la desintoxicación de EPT's.....	11
Fig. 4	Estructura general de las fitoquelatinas.....	12
Fig. 5	Procesos metabólicos que presentan aquellas plantas consideradas para la fitorremediación.....	16
Fig. 6	Área de estudio. Se señalan los sitios de recolecta de material vegetal y su ubicación geográfica	24
Fig. 7	Acumulación de cadmio <i>Reseda luteola</i>	32
Fig. 8	Acumulación de cadmio <i>Ricinus communis</i>	34
Fig. 9	Acumulación de cadmio <i>Nicotiana glauca</i>	36
Fig. 10	Acumulación de cadmio <i>Chenopodium ambrosioides</i>	38
Fig. 11	Esquema del corte transversal de una raíz primaria.....	41
Fig. 12	Grado de acumulación del cadmio (mg Cd/kg PS) en las estructuras radiculares de las especies evaluadas.....	43
Fig. 13	Grado de acumulación del cadmio (mg Cd/kg PS) de las estructuras aéreas (tallo y hojas) en las especies evaluadas.....	44
Fig. 14	Morfología de cada una de las especies empleadas en este estudio.....	46

Índice de Tablas

Tabla 1	Procesos y mecanismos de la fitorremediación para la limpieza de sitios según el tipo de contaminante.....	16
Tabla 2	Especies de plantas hiperacumuladoras.....	17
Tabla 3	Principales ventajas y limitaciones de la fitorremediación.....	18
Tabla 4	Composición de la solución nutritiva.....	26
Tabla 5	Condiciones de rampeo del horno de microondas utilizadas en la digestión del material vegetal.....	28
Tabla 6	Germinación de semillas de las especies bajo estudio con alto potencial de bioacumulación de cadmio, bajo diferentes condiciones de hidratación previa y fotoperiodo.....	30
Tabla 7	Especies vegetales silvestres con potencial de acumulación de cadmio colectadas en el sitio de estudio se incluye el número de registro asignado por el Herbario Nacional (MEXU).....	68
Tabla 8	Concentración de cadmio (mg Cd/kg PS) en los diferentes órganos de la especie <i>Reseda luteola</i> al termino de los 14 días de exposición a diferentes tratamientos de CdCl ₂ (μM).....	68
Tabla 9	Concentración de cadmio (mg Cd/kg PS) en los diferentes órganos de la especie <i>Ricinus communis</i> al termino de los 14 días de exposición a diferentes tratamientos de CdCl ₂ (μM).....	69
Tabla 10	Concentración de cadmio (mg Cd/kg PS) en los diferentes órganos de la especie <i>Nicotiana glauca</i> al termino de los 14 días de exposición a diferentes tratamientos de CdCl ₂ (μM).....	69
Tabla 11	Concentración de cadmio (mg Cd/kg PS) en los diferentes órganos de la especie <i>Chenopodium ambrosioides</i> al termino de los 14 días de exposición a diferentes tratamientos de CdCl ₂ (μM).....	69

1. Resumen

La fitorremediación representa una alternativa viable para la recuperación de sitios contaminados por metales pesados, los cuales constituyen un riesgo para los ecosistemas. Tal es el caso del cadmio, cuya toxicidad aún en bajas concentraciones es reconocida para la mayoría de los organismos. Así, el objetivo de este estudio fue evaluar la bioacumulación del cadmio en plantas silvestres de la zona lacustre de Xochimilco para valorar su potencial en la fitorremediación de sitios contaminados por el metal. Las especies vegetales analizadas se seleccionaron en base a su distribución y abundancia en el área así como a su potencial de acumulación de metales. Se recolectaron las semillas de cuatro especies de plantas seleccionadas (*Reseda luteola*, *Ricinus communis*, *Nicotiana glauca* y *Chenopodium ambrosioides*) y se realizaron estudios de germinación para determinar las condiciones óptimas de su mantenimiento y desarrollo.

Previo a las pruebas de acumulación del cadmio, las plantas se mantuvieron durante tres meses bajo condiciones controladas en un sistema hidropónico. Posteriormente, ejemplares de cada especie se expusieron a 200, 400, 600, 1000 y 1500 μM CdCl_2 , durante 14 días; se consideró un tratamiento control sin adición del metal y se efectuaron tres réplicas por cada concentración del metal.

Al término del periodo experimental se cuantificó el metal acumulado en diferentes órganos de cada especie (raíz, tallo, hoja). En las cuatro especies, la raíz fue el órgano que presentó la mayor acumulación del metal y se detectaron diferencias significativas entre las especies ($p < 0.05$); *Reseda luteola* registró la mayor acumulación promedio (12164 mg Cd/kg PS) seguido de *Ricinus communis* (8464 mg Cd/kg PS), *Nicotiana glauca* (2268 mg Cd/kg PS) y *Chenopodium ambrosioides* (982 mg Cd/kg PS). La menor acumulación del metal se observó, en su orden, en el tallo y las hojas.

Los resultados obtenidos denotan que las plantas estudiadas se comportan como hiperacumuladoras del metal y sugieren su potencial para ser utilizadas en la limpieza de sitios contaminados.

2. Introducción

La contaminación por tóxicos ambientales es uno de los problemas más importantes que afectan los ecosistemas y surge como resultado de la adición excesiva de cualquier sustancia al medio ambiente (Fernández *et al.*, 2006), ocasiona la pérdida de biodiversidad global y puede afectar de forma irreversible la estructura y función de los ecosistemas, tales como los ciclos biogeoquímicos. Se ha reportado que la capacidad de los ecosistemas para asimilar los contaminantes generados por las actividades humanas es limitada lo cual pone en riesgo su capacidad productiva (CCA, 1997; Romero, 2006).

Una característica importante de los contaminantes es que su impacto va más allá de la escala local, alcanzando amplias regiones, que en ocasiones rebasan las fronteras del país generador (De la Luz, 2000). Numerosos residuos y desechos de sustancias tóxicas son vertidos al ambiente, principalmente, en sitios altamente industrializados o zonas urbanas, donde las concentraciones de los contaminantes rebasan los límites máximos permitidos establecidos por las normas ambientales (Mackenzie *et al.*, 1979). Debido a la dispersión de los contaminantes en el medio, se ven afectados aquellos recursos de los cuales el hombre depende para su subsistencia (Mc Gregor, 1975).

Se considera que un agente contaminante es aquel elemento o compuesto, cuyas concentraciones se encuentran por encima de los valores naturales y que además pueden alterar de forma negativa al ambiente, alterando sus características fisicoquímicas y ocasionando perturbaciones en la biota, lo que representa un factor de riesgo para el hombre y otros seres vivos (Vásquez, 2005; Jiménez, 2001).

En general los contaminantes se pueden clasificar de diferentes formas, por ejemplo el proceso que los origina. Los contaminantes naturales integran la suma de los flujos de polvos continentales y emisiones volcánicas, mientras que los de origen antropogénico son principalmente la suma de las emisiones provenientes de la quema de combustibles fósiles y desechos industriales, entre otros, que rebasan por mucho a las emisiones naturales (Mackenzie *et al.*, 1979). Dentro de la gran cantidad de contaminantes que son generados por el hombre y emitidos al medio, se encuentran los metales “pesados” considerados como “elementos potencialmente tóxicos” (EPT’s) (Alonso *et al.*, 2004); su emisión, está asociada con las descargas industriales, urbanas y agrícolas hacia los cuerpos de agua (Barceló *et al.*, 1999).

Los EPT’s son aquellos metaloides o metales estables que tienen una densidad superior a 5 g/cm³ o su número atómico es superior a 20, excluyendo a los metales alcalinos y alcalinotérreos (Sierra, 2005). La Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos considera que los metales pesados están conformados por 38 elementos, pero generalmente son 12 los que se utilizan con más frecuencia y son descargados, como parte de una serie de residuos, al medio ambiente: cadmio (Cd), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), estaño (Sn) hierro (Fe), manganeso (Mn), mercurio (Hg), molibdeno (Mo), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn) (US EPA, 1997).

Los metales pesados están considerados como elementos peligrosos para los seres vivos en general, debido a que ejercen una elevada toxicidad a bajas concentraciones y pueden ser bioacumulables (Navarro *et al.*, 2007). Ello involucra que en los organismos pueden incorporar sustancia química como los EPT's, durante un cierto plazo, en concentraciones mayores a la que se encuentra en el medio circundante (Spacie *et al.*, 1995).

Los EPT's se encuentran de forma natural en la corteza terrestre en diversas concentraciones en rocas y suelos (Martínez y Rivero, 2005). Debido a los procesos de intemperismo las rocas liberan progresivamente los distintos elementos que la constituyen; algunos de los elementos son solubilizados y son susceptibles a translocaciones (empobrecimiento), mientras que otros permanecen en el suelo distribuidos en los distintos horizontes (enriquecimiento). Por tanto, se definen como fondo geoquímico o concentraciones de fondo, que son el resultado de fenómenos naturales como: "la herencia" de la roca madre, ciclos biogeoquímicos, las transferencias edafológicas verticales o laterales y la deposición de partículas aerotransportadas (Sierra, 2005). El problema central de los EPT's es que no se degradan, por lo que se acumulan en los sistemas naturales, donde pueden alcanzar altas concentraciones debido a los aportes antrópicos (Mc Gregor, 1975). Las concentraciones crecientes de metales pesados en el suelo de forma disponible, se considera un riesgo severo y peligroso ya que está implicada una red compleja de interacciones entre suelo-planta-animal (Hall *et al.*, 1998).

La minería es considerada una de las fuentes más importantes de contaminación de EPT's, que impacta fuertemente el ambiente, generando una gran cantidad de sitios contaminados (González, 2006; Sommer *et al.*, 2000). No obstante no solo esta actividad contribuye a la acumulación de EPT's en el suelo, ya que la utilización de aguas residuales y lodos generados por plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas en suelos agrícolas, ocasiona la acumulación de EPT's (Chaudri *et al.*, 2001), por lo que, son absorbidos por las raíces de los cultivos (Puga, 2006), se acumulan en las plantas y se incorpora a las redes tróficas, teniendo implicaciones a la salud humana (Järup, 2003).

Tal es el caso en México en el estado de Hidalgo en el valle del mezquital, donde como resultado del riego de extensas áreas de cultivo con aguas residuales se reportan elevadas concentraciones de EPT's como cadmio, níquel y plomo en suelos y cultivos (Cajuste *et al.*, 2001; Flores *et al.*, 1992).

De manera similar, la zona lacustre de Xochimilco actualmente localizada en las inmediaciones de la ciudad de México, presenta una acumulación de EPT's debido a que es receptora de descargas de aguas residuales de plantas de tratamiento y drenajes urbanos directos e indirectos aunado al aporte local de agroquímicos utilizados en las actividades agrícolas. Ello ha ocasionado el incremento de contaminantes en el cuerpo de agua lacustre, entre los que destacan el cadmio, cobre, cromo, níquel, arsénico y plomo, los cuales se depositan de forma continua en los sedimentos (Rodríguez, 2001; Flores *et al.*, 1992; Vega, 2005; DGCOH-DF).

Debido a este tipo de problemática ambiental, se ha propuesto la utilización de diferentes técnicas o métodos fisicoquímicos para la recuperación de sitios contaminados los cuales representan un costo elevado y requieren de cierta infraestructura. Estos métodos han sido desplazados por técnicas biológicas como la fitorremediación, la cual se ha convertido en una alternativa tangible para la recuperación de ambientes alterados por contaminantes, mediante la acción combinada de plantas y microorganismos, se absorben, asimilan, degradan eliminan o transforman sustancias contaminantes (EPT's, compuestos orgánicos y compuestos radioactivos) a formas menos tóxicas (López-Martínez *et al.*, 2005).

La fitorremediación como técnica está basada en el conocimiento de las capacidades o estrategias diversas, tanto fisiológicas como bioquímicas, que presentan algunas plantas, que pueden acumular en sus tejidos una elevada concentración de sustancias tóxicas, entre ellas el cadmio, metal sin función biológica conocida y de una elevada toxicidad (Kirkham, 2006).

El cadmio tiene múltiples aplicaciones tanto domésticas como industriales y es descargado al ambiente de forma continua; este metal presenta gran movilidad y puede ser fácilmente bioacumulado, por lo que es considerado un elemento potencialmente tóxico a la salud de los seres humanos y otros organismos (Kirkham, 2006; Cook y Morrow, 1995).

México presenta una industria minera activa y en el 2005 ocupó el cuarto lugar en la producción de cadmio a nivel mundial. Esta actividad ha estado presente en nuestro país desde la época de la colonia, lo que ha generado una gran cantidad de sitios contaminados por EPT's, los cuales pueden ser sujetos a restauración, mediante técnicas biológicas como la fitorremediación (González, 2006; Informe de Minería Mexicana 2006; Wong, 2003; Sommer *et al.*, 2000).

En nuestro país no hay trabajos de recuperación de sitios contaminados por EPT's mediante técnicas de fitorremediación, ya que la mayor parte de los estudios o de los procesos de restauración se enfocan a la contaminación por compuestos de tipo orgánico (Velasco y Volke, 2003). De esta manera, el presente proyecto de investigación persigue aportar conocimientos para el desarrollo de nuevas alternativas tecnológicas de remediación de sitios contaminados por cadmio, mediante la extracción del suelo y la bioacumulación a través de plantas hiperacumuladoras del mismo.

3. Antecedentes

3.1 Generalidades del cadmio

El cadmio es un elemento sin función biológica conocida en los seres vivos. En el campo de la toxicología es considerado uno de los mayores agentes tóxicos, pues reúne cuatro características que acentúan su peligrosidad (Ramírez, 2002):

- 1) Ocasiona efectos adversos al hombre y a la biota en general
- 2) Elevada solubilidad y potencial de bioacumulación
- 3) Persistencia en el ambiente
- 4) Fácilmente “transportado” por el viento y el agua.

El cadmio es un elemento de origen natural que proviene de emisiones volcánicas (Nriagu y Pacyna, 1988); se considera un elemento traza, debido a que las concentraciones naturales en el suelo son en promedio de 0,01 a 0,5 mg/kg PS (Queirolo *et al.*, 2000; Taylor, 1997; Uminska, 1993); se distribuye de manera uniforme en la corteza terrestre y se concentra en sedimentos lacustres, roca fosfórica y suelos ricos en materia orgánica. Este elemento se encuentra en la naturaleza asociado a otros minerales, especialmente al zinc, plomo y cobre (Pérez y Pérez, 2001). Se conocen tres especies de minerales de cadmio, otavita (CdCO_3), greenockita (CdS) y menteponita (CdO) (Sierra, 2005).

Principales usos del cadmio

El cadmio tiene múltiples aplicaciones en diversos sectores urbanos, ya que es empleado para el recubrimiento de múltiples materiales, por su alta resistencia a la corrosión (Kirkham, 2006).

Este metal se emplea principalmente en la fabricación de baterías eléctricas níquel-cadmio (Ni/Cd), celdas fotoeléctricas, filamentos luminiscentes, fotografía, pigmentos, esmaltes y como estabilizador del cloruro de polivinilo (PVC); se utiliza en aleaciones metálicas y se aplica como capa protectora en la industria electrónica; sirve como sustituto del estaño en aleaciones para soldadura, se emplea en aleaciones de baja temperatura de fusión y es usado como constituyente de las barras de control en los reactores nucleares, entre algunos otros usos (Ruiz, 2003; Hawley, 1993; WHO, 1992; Fleischer *et al.*, 1974).

Producción del cadmio y su emisión al ambiente

La producción de cadmio en el 2005 en nuestro país fue de 1,627 toneladas y a nivel global fue de 18 mil toneladas; los principales consumidores son países altamente desarrollados tecnológicamente como China, donde el sector más dinámico es el de las baterías de níquel-cadmio (Informe de Minería Mexicana, 2006).

La contaminación ambiental por el cadmio es principalmente de origen antrópico, ya que el hombre lo remueve de los depósitos naturales insolubles y lo dispersa en los diferentes ambientes (aire, tierra y agua), pasando a formar parte de las redes tróficas de los ecosistemas (Doyle *et al.*, 1975). El aporte del cadmio a los ecosistemas es causado principalmente por el mal manejo de los residuos de la industria minera, metalúrgica y energética (Lena y Gade, 1997; Xiangdong y Thornton, 2001), así como el uso excesivo de fertilizantes fosfatados y el mal manejo de los desechos de los productos en los que es empleado este elemento (Pérez-Gonzales, 2005; Pinto *et al.*, 2004; Kim *et al.*, 2003; Ruiz, 2003).

El cadmio se encuentra de manera frecuente en concentraciones elevadas en zonas urbanas, industriales y suelos agrícolas (De la Rosa *et al.*, 2004), en donde fenómenos como la lixiviación, contribuyen a la contaminación de los mantos freáticos (Staessen *et al.*, 1999). Los fertilizantes fosfatados contienen altas concentraciones de cadmio, representando un aporte considerable a los suelos de producción agrícola (Oosterhuis *et al.*, 2000). El valor de fondo en suelos para el cadmio es de menos de 1 mg/kg (Fleischer *et al.*, 1974) y el límite reglamentario de Cd en los suelos agrícolas es 100 mg/kg, umbral que frecuentemente es superado (Schützendübel *et al.*, 2001).

Los valores aproximados de las concentraciones de fondo para cadmio en el ambiente son (Ruiz, 2003):

- En el agua potable, su concentración es menor a 5 µg/l mientras que en el agua de mar oscila entre 0,04 y 0,03 µg/l.
- En los suelos, generalmente, las concentraciones de este elemento son inferiores a 1 mg/kg oscilando normalmente entre 0,01 y 0,5 mg/kg.
- En el aire los valores promedio de este metal son del orden de 0,002 µg/m³.

Dinámica del cadmio en el suelo

Los compuestos de cadmio y sus derivados suelen ser bastante solubles en agua, y su comportamiento en el suelo es de particular interés, debido a su alta toxicidad y gran movilidad, quedando biodisponibles a los organismos que ahí se encuentran. (Zhou *et al.*, 2004).

En la solución del suelo, el cadmio presenta una cierta dinámica; su presencia en la solución acuosa es muy variable, ya que el sulfato, el nitrato, el cloruro y los haluros de cadmio son relativamente solubles, en tanto que el óxido, hidróxido, sulfuro y el carbonato de cadmio, son prácticamente insolubles. No sólo la forma en que se encuentre el cadmio afecta su movilidad, ya que las características fisicoquímicas del suelo, así como sus componentes, modifican su comportamiento, la arcilla, el carbonato cálcico y los óxidos de hierro lo adsorben, condicionando su movilidad en el suelo y biodisponibilidad, el contenido de materia orgánica reduce su movilidad y su absorción, pero con un pH ácido aumenta su movilidad. Otro factor relevante es la condición de oxidorreducción, ya que bajo condiciones reductoras la solubilidad del cadmio es mucho menor que en condiciones oxidantes. Otras condiciones ambientales como la temperatura pueden afectar su movilidad (Sierra, 2005; Kraemer y Hering, 2004; Castañé *et al.*, 2003; Ruiz, 2003).

3.2 Toxicidad del cadmio en las plantas

El cadmio es uno de los metales más tóxicos para las plantas vasculares; es absorbido fácilmente por las raíces (Norvell *et al.*, 2000) y sus efectos se pueden presentar a concentraciones muy bajas entre 1 y 10 mg/kg (Romero, 2001). Los efectos tóxicos del cadmio se deben principalmente a su comportamiento químico que es parecido al de algunos elementos esenciales como manganeso, zinc y calcio, así como por la elevada solubilidad de algunos de sus compuestos en agua (Pérez-Rama, 2005; Ruiz, 2003; Hawley, 1993). Es conocido que el ion cadmio presenta una mayor absorción en los organismos con respecto al ion zinc, debido a la relación de masa que se da entre estos elementos, ya que el ion cadmio presenta un mayor peso atómico, se absorbe de forma más eficiente que el zinc el cual tiene un peso atómico menor (Navarro *et al.*, 2006).

El exceso de iones cadmio puede causar numerosos síntomas, porque tiene la capacidad de intervenir en el metabolismo de las plantas, en numerosas reacciones enzimáticas y es capaz de sustituir algunos elementos esenciales, dadas sus características químicas (Shu-Fen y Chin-Yuan, 2006). Se han demostrado que el cadmio tiene la capacidad de interactuar con algunas de las bases del ADN y ARN, lo que ocasiona daño en la estructura nuclear y además disminuye el índice mitótico e induce aberraciones cromosómicas, por lo que es considerado un agente genotóxico y mutagénico (Ünyayar *et al.*, 2006; Gichner *et al.*, 2004). Es reconocido que causa “estrés oxidativo”, afectando las defensas antioxidantes de las plantas, debido a la generación de radicales hidroxilo, superóxido o peróxido de hidrógeno, considerados especies reactivas del oxígeno (Gichner *et al.*, 2004; Romero, 2001).

Se ha visto que en meristemos radiculares de cebollas (*Allium cepa*) produce un efecto citotóxico (Marcano *et al.*, 2001). A nivel celular ocasiona daños en las membranas afectando su permeabilidad y provoca la pérdida de rigidez en la pared celular (Pietrini *et al.*, 2003; Prasad, 1995). También ocasionaseudolobulación del núcleo, condensación de la cromatina y el colapso de los nucléolos (Marcano *et al.*, 2001) por lo que disminuye la viabilidad celular y ocasiona la muerte celular (Cosio, 2005; Barceló, 1986).

El cadmio afecta la tasa de transpiración, ya que interviene en el funcionamiento del transporte de agua y equilibrio hídrico, (Haag-Kerwer *et al.*, 1999), interviene en la apertura y cierre de estomas (Sayed, 1997) e inhibe el crecimiento de las raíces y la división celular en plantas, por lo que la absorción de nutrientes y agua disminuye (Ünyayar *et al.*, 2006).

La acumulación de cadmio en hojas afecta la fotosíntesis, principalmente la actividad del fotosistema (II) ocasionando una disminución en la formación del pigmento fotosintético. Las reacciones del ciclo de Calvin son el blanco principal de su toxicidad, ya que afecta la actividad de la ribulosa-1,5 bifosfato carboxilasa/oxigenasa (rubisco), por lo que la captación de CO₂ disminuye significativamente. Otra de las rutas metabólicas que se ve afectada es el metabolismo del nitrógeno, lo que conduce a la muerte de los vegetales a corto plazo (Pietrini *et al.*, 2003; Pérez y Pérez 2001; Pankovic *et al.*, 2000).

Los síntomas de las lesiones en las plantas por la toxicidad del cadmio son evidentes; consisten en manchas necróticas y una reducción del número de yemas apicales, así como la inhibición del crecimiento. En las hojas más basales se presenta una coloración rojiza, en las hojas más jóvenes se observa clorosis y encorvamiento, y en los tallos se da un adelgazamiento (Freitas, 2003).

3.3 Mecanismos de defensa de las plantas ante el cadmio

Todas las plantas tienen la capacidad de acumular oligoelementos esenciales como el cobre, el manganeso y el zinc, presentes en la solución del suelo, pero hay plantas que pueden incorporar a su biomasa EPT's como el cadmio, cromo, plomo, selenio y mercurio, los cuales no tienen ninguna función biológica, y pueden ser altamente tóxicos para la mayoría de las plantas. (Carginale *et al.*, 2004). Sin embargo, hay plantas que tienen la capacidad de tolerar ciertos niveles de algunos EPT's (ya que después se vuelven tóxicos). Esta condición depende del umbral específico a cada metal y varía según el tipo de la especie vegetal (Sharma y Dietz, 2006).

La tolerancia a EPT's puede ser a partir de dos estrategias básicas: exclusión del metal y desintoxicación. La exclusión previene la captación del metal en las raíces evitando el desplazamiento al interior de la planta, precipitándolos en la rizosfera (interfase entre la raíz y el suelo) y la desintoxicación está dada en función de una serie de mecanismos moleculares y fisiológicos que ocurren en el interior del organismo (Lasat, 2002).

Clasificación de plantas acumuladoras de metales

Según la capacidad que tengan las plantas para absorber acumular y/o tolerar metales pesados en el interior de sus tejidos, se pueden clasificar en: exclusoras, acumuladoras, indicadoras e hiperacumuladoras (Fig. 1) (Kidd *et al.*, 2007; Moyukh y Singh, 2005; Lasat, 2002; Brown *et al.*, 1995).

- Exclusoras: Pueden tolerar elevadas concentraciones de metales en el suelo debido a que restringen su absorción y/o translocación hacia los tejidos, lo que les permite mantener concentraciones constantes y relativamente bajas, independientemente de la concentración del suelo.
- Indicadoras: Son plantas cuya concentración del metal en sus tejidos, es igual a la del suelo.
- Acumuladoras: Son aquellas plantas que tienen la capacidad de absorber los metales activamente, acumulándolos en formas no tóxicas en sus tejidos.
- Hiperacumuladoras: son un grupo de plantas con tolerancia y absorción de altos niveles de metales pesados y que tienen la capacidad de guardar la integridad fisiológica de sus células, a pesar de las concentraciones tan elevadas de iones metálicos en sus tejidos, debido a los mecanismos de desintoxicación.

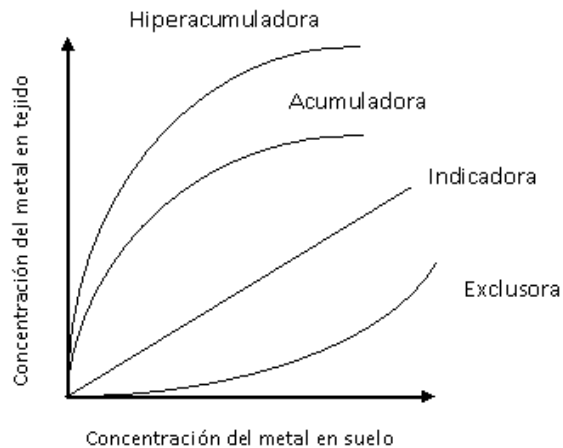


Figura 1. Respuesta de las plantas ante la presencia de metales tóxicos en el suelo (Kidd *et al.*, 2007)

Una especie de planta que se considera hiperacumuladora es capaz de bioacumular cien veces más la concentración de alguno de los iones metálicos en sus tejidos, que la mayoría de las plantas comunes. En el caso del cadmio se señala valor umbral de 1000 mg/kg (Lasat *et al.*, 2002; Brown *et al.*, 1995).

La acumulación y distribución del metal en las plantas depende de (Clements, 2006):

- El grado de accesibilidad y movilización del metal secuestrado.
- La actividad del xilema, así como la eficiencia a través del simplasto radial y la endodermis de la raíz.
- La actividad de las rutas metabólicas y el secuestro del metal en células de la raíz, que juegan un papel importante en la determinación del desplazamiento del metal a las partes aéreas.

Las plantas hiperacumuladoras de EPT's tienen la capacidad de extraer, secuestrar y/o intercambiar del suelo iones metálicos de forma selectiva, mediante la producción de ligandos extracelulares que son liberados al medio a través de las raíces, estos compuestos orgánicos funcionan como agentes quelantes, entre los que destacan, polialginatos, péptidoglucanos, polisacáridos, glicoproteínas, fucanoides, compuestos heterocíclicos y flavonoides, los cuales tienen centros atrayentes de cationes con grupos funcionales amino, hidroxilo, carboxilo, fosfato y sulfhidrilo que tienen un gran potencial nucleófilo. Estos grupos funcionales se comportan como ácidos débiles en solución acuosa (Navarro *et al.*, 2006; Qiana *et al.*, 1996). Otro tipo de compuestos que facilitan la disponibilidad de los metales a la planta son los ácidos orgánicos como el ácido cítrico, oxálico, fumárico, acético, tartárico, entre otros, aumentando la solubilidad del metal (Nascimento y Xing, 2006; Shu-Fen y Chin-Yuan 2006; Siebe *et al.*, 1996).

La capacidad de las plantas para acumular EPT's es un fenómeno relativamente raro en el reino vegetal y ocurre aproximadamente en 400 especies de plantas vasculares. La gran mayoría de las especies descubiertas hasta el momento se consideran hiperacumuladoras de Ni y es mucho menor el número de especies vegetales que pueden acumular metales como el Cd, Pb, Zn, Co y Cu (Nascimento y Xing, 2006).

El rol de los aminoácidos frente a un exceso de iones metálicos

Algunas plantas que incorporan el cadmio a sus tejidos han desarrollado diversas estrategias bioquímicas, que evitan el efecto tóxico de dicho metal, entre las que destaca la producción de compuestos intracelulares como los aminoácidos, las fitoquelatinas y las metelotioneinas (Dan, 2001).

Ante la exposición a EPT's las plantas sintetizan una gran variedad de metabolitos, particularmente aminoácidos (aa), siendo el metabolismo del nitrógeno esencial ante la respuesta de plantas a un exceso de iones metálicos. Entre estos aa, la prolina tiene como función la estabilización de macromoléculas y es un componente de la pared celular; se sintetiza a partir del glutamato y es una molécula ampliamente estudiada, ya que desempeña un papel importante ante la presencia de EPT's, siendo el Cd un fuerte inductor de la síntesis de dicho aa (Sharma y Dietz, 2006; Balestrasse *et al.*, 2005; Siripornadulsil *et al.*, 2002; Sharma *et al.*, 1998).

La producción de histidina esta correlacionada con la tolerancia al níquel y a otros metales como el cadmio y el cobre, dicho fenómeno se ha observado en plantas como *Thlaspi caerulescens*, *T. arvense*, *T. goesingense* y miembros del género *Alyssum*, que son consideradas como hiperacumuladoras de níquel (Sharma y Dietz, 2006; Kartosentono *et al.*, 2002; Rauser, 1999).

La asparagina forma complejos con el Zn en el interior de las raíces, reduciendo la toxicidad a elevadas concentraciones de dicho metal. Este aminoácido además del Zn, tiene gran afinidad por el Cd y Pb (Sharma y Dietz, 2006).

El aumento de la actividad de las Poliaminas en las plantas se induce bajo condiciones de estrés ambiental (exposición a EPT's). Dichos compuestos son considerados como fuertes antioxidantes, ya que evitan la acumulación de O₂ al inhibir la oxidasa del NADPH (Sharma y Dietz, 2006; Balestrasse *et al.*, 2005).

La cisteína a su vez, es un precursor para la síntesis de la metionina y el glutatión dando como producto final las fitoquelatinas, factor clave en el metabolismo central de defensa de antioxidantes y secuestro de EPT's (Fig. 2) (Sharma y Dietz, 2006; Zhu *et al.*, 1999).

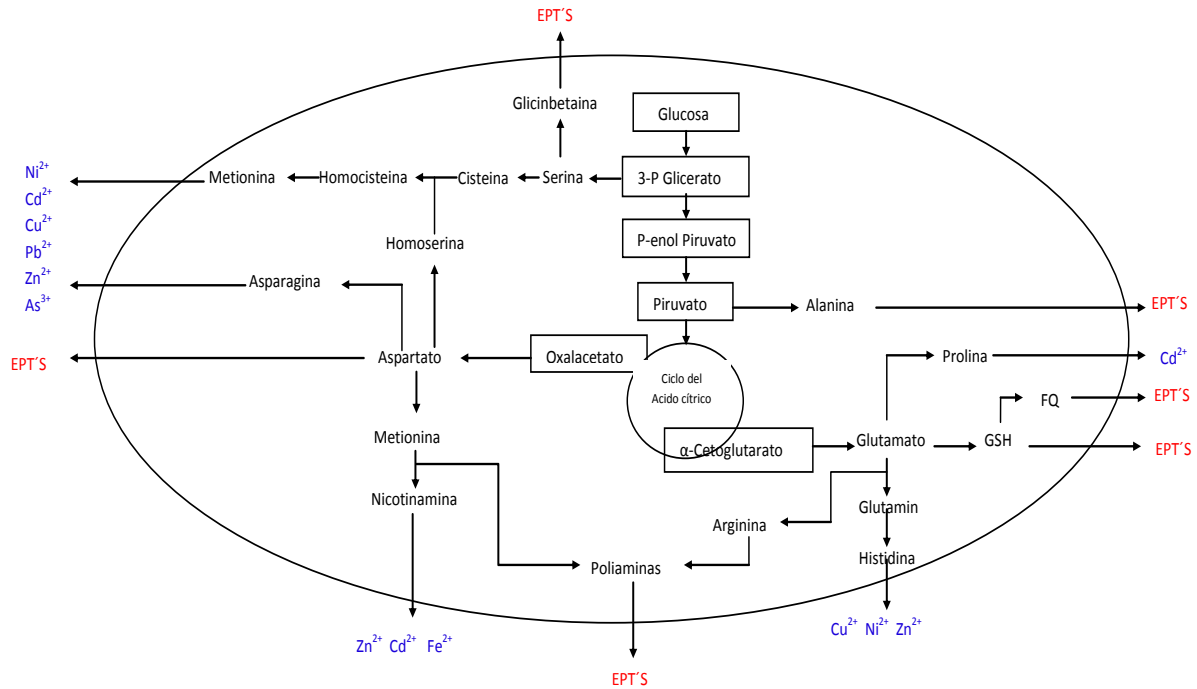


Figura 2. Ruta metabólica de los principales aminoácidos que intervienen en la desintoxicación de EPT's (modificado de Sharma y Dietz, 2006, Montes-Bayón *et al.*, 2002)

Importancia y síntesis de fitoquelatinas y metalotioneínas

Entre los ligandos de diferentes metales en las células de las plantas, se encuentran las fitoquelatinas (FQ's) y las metalotioneínas (MT's), las cuales son proteínas moleculares ricas en cisteína capaces de ligar EPT's. Las FQ's se sintetizan enzimáticamente a partir de moléculas de glutatión (Fig. 3), en tanto que las MT's son polipéptidos codificados genéticamente (Cobbett y Goldsbrough, 2002; Vitória *et al.*, 2001; Steffens, 1990).

En la mayoría de los organismos el glutatión (γ -Glu-Cys-Gly; GSH) es el tiol no proteico más abundante dentro de las células. El GSH cumple con varias funciones en la célula viva, por ejemplo, está involucrado en el manejo del estrés oxidativo, en la detoxificación de xenobióticos y en el caso de plantas y algunas levaduras, participa en la inactivación de EPT's. Las enzimas responsables de la síntesis de GSH son la γ -glutamylcisteína sintetasa (γ -ECS) y la glutatión sintetasa (GS) (Moreno *et al.*, 2005).

El glutatión participa en la formación y ruptura de los puentes disulfuro de las proteínas, es precursor de las fitoquelatinas en las plantas y participa como coenzima. Se utiliza en el metabolismo de desintoxicación de los EPT's a través de las S-transferasas de glutatión que se encuentran en las membranas y en el citosol donde se conjuga con los EPT's para desecharlos (Hansberg, 2002).

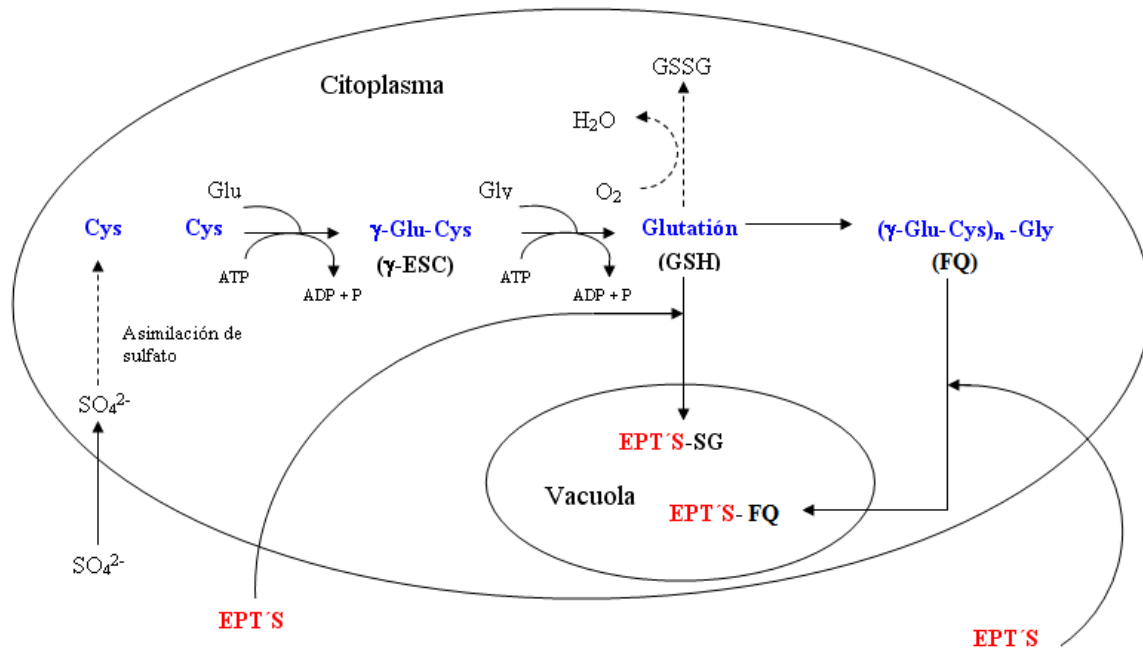


Figura 3. Ruta metabólica del glutatión y su importancia en la desintoxicación de EPT's (modificado de Peuke y Rennenberg, 2005)

Las fitoquelatinas desempeñan un papel importante en la desintoxicación de EPT's en el interior de las células, en el caso de metales tóxicos como el cadmio, se forman complejos organometálicos (FQ + ion metálico). Las fitoquelatinas son un mecanismo de transporte a larga distancia que protege a las raíces, y regula la concentración de metales pesados al acumularlos en el interior de vacuolas (Fig. 4) (Hirata *et al.*, 2005, Gong *et al.*, 2003).

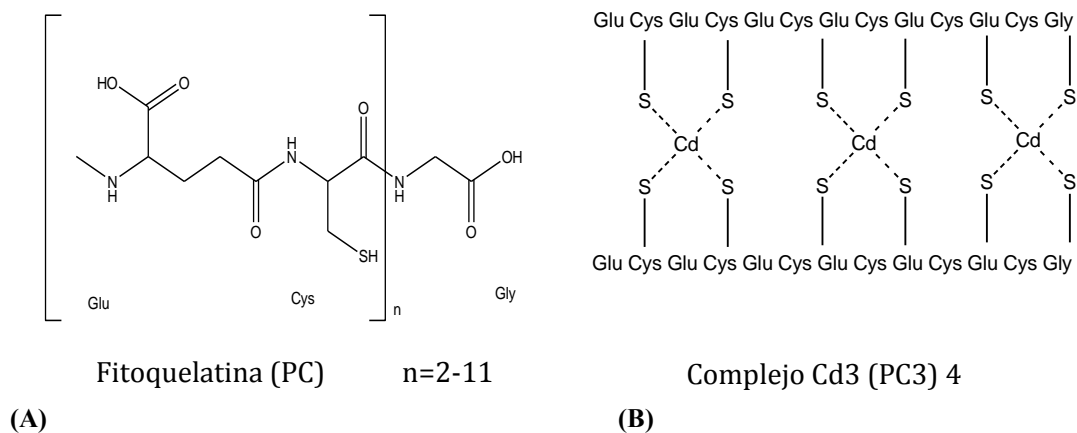


Figura 4. (A) Estructura general de las fitoquelatinas y (B) complejo fitoquelatina cadmio (modificados de Hirata *et al.*, 2005; Gong *et al.*, 2003)

Acumulación de cadmio en tejido vegetal

Las plantas al transpirar el agua movilizan los nutrientes desde el suelo hasta las hojas e incorporan en su tejido los contaminantes presentes en la solución del suelo (Hinchman *et al.*, 1998). La absorción del cadmio por esta vía está regulada por la tasa de transpiración (Van *et al.*, 2007), así como por la cinética de transporte de membrana, siendo la raíz el primer obstáculo a la acumulación selectiva de dicho ion (Clements, 2006). El grado de intrusión de la raíz en el perfil del suelo y la interacción con microorganismos aumenta la superficie de contacto con el suelo y proporciona una amplia rizosfera, la cual se considera una zona de intensa actividad microbiana, que favorece la disponibilidad, absorción, precipitación y especiación de iones (De Felipe, 2004; Gordon *et al.*, 1999; Young, 1998; Cataldo y Wildung, 1978).

El mecanismo para la absorción y translocación de EPT's en las plantas se da de la siguiente manera (Loayza, 2008):

- El movimiento de los metales desde la solución del suelo a la raíz de la planta.
- El paso de los metales por las membranas de las células corticales de la raíz.
- El transporte de los metales desde las células corticales al xilema.
- La distribución de la raíz a los tallos y hojas.

Se ha visto que el cadmio puede acumularse fácilmente en una gran variedad de hortalizas, cuyas raíces son comestibles, como la papa (*Ipomoea batatas*), la zanahoria (*Daucus carota*) y el rábano (*Raphanus sativus*) y pueden presentar concentraciones de hasta 200 mg/kg ya que la raíz de las plantas es el órgano más importante de almacenamiento de nutrientes y por tanto, es donde se acumulan elevadas concentraciones de un gran número de elementos potencialmente tóxicos (Shu-Fen y Chin-Yuan, 2006; Millis *et al.*, 2004).

En ocasiones el grado de concentración de cadmio en las hortalizas supera por mucho el límite máximo de ingesta tolerable para los seres humanos, recomendado por la FAO/OMS, que es 70 µg/día (Vassilev y Yordanov, 1997).

Hay plantas que pueden extraer el cadmio del suelo y transportarlo vía xilema al resto de los tejidos, acumulándolo de forma acomplejada por fitoquelatinas o metalotioneínas que, mediante mecanismos de compartimentalización, es confinado en estructuras celulares como vacuolas, pared celular, células epidérmicas o tricomas, mediante diferentes estrategias tanto fisiológicas como moleculares (Moyukh y Singh, 2005; Carginale *et al.*, 2004; Bondada y Qiyang, 2003; Guerinot, 2000).

3.4 Biorremediación - Fitorremediación

Uno de los mayores problemas alrededor del mundo es la contaminación de diversos compartimentos ambientales por diversas sustancias consideradas tóxicas. Por lo que su contención y disminución ha llevado a la ciencia a desarrollar nuevas tecnologías para poder afrontar esta problemática incluyendo tecnologías de remediación para suelos contaminados. Este término implica cualquier operación o serie de operaciones que modifica la composición de alguna agente contaminante a través de acciones químicas,

físicas o biológicas para reducir la toxicidad, la movilidad o el volumen del material contaminante (Fernández *et al.*, 2006).

En la recuperación de sitios contaminados se evita que la remoción, transporte y/o eliminación de los contaminantes, tengan un efecto negativo mayor. Se persiguen soluciones de forma integral y adecuada en función de diversos factores como el sitio y sus múltiples interacciones entre elementos bióticos y abióticos, el grado de contaminación y el tipo de contaminante, a fin de controlar y evitar su dispersión y posteriores efectos adversos a escala local o global (González-Balcazar, 1999).

Los métodos actuales de recuperación de sitios contaminados pueden ser clasificados de diferentes formas, la más común es por sus características de aplicación que son físicas, químicas y biológicas (SEMARNAT, 2007).

La utilización de tratamientos o métodos convencionales de carácter físico o químico, presentan ciertos inconvenientes ya que son altamente costosos, requieren de equipo especial, ocasionan disturbios severos al suelo, son técnicamente complejos y no son aceptados fácilmente en las comunidades, por consiguiente estos tratamientos sólo se aplican en áreas muy reducidas (Mulligan *et al.*, 2001; Glass, 2000; Chaney *et al.*, 1997).

Debido a las desventajas que presentan las técnicas fisicoquímicas y al actual grado de comprensión de algunos mecanismos moleculares y bioquímicos del metabolismo de distintos organismos que están en contacto con el suelo, se ha promovido el uso o la aplicación de técnicas biológicas para la recuperación de sitios contaminados, a las que se les denomina biorremediación, la cual es “amigable” con el ambiente, es fácilmente aceptada por las comunidades y su costo es mucho menor comparada con las técnicas tradicionales (Hursthouse, 2001; Volke *et al.*, 2002, López-Martínez *et al.*, 2005).

La biorremediación ha surgido con gran auge y aceptación a nivel mundial ya que está basada en el potencial que presentan organismos vivos como las plantas, hongos y bacterias, para degradar, transformar o remover los contaminantes en diversos tipos de compartimentos ambientales (Barceló y Poschenrieder, 2003). Al respecto se han desarrollado diversas técnicas, de las cuales las más comunes son la bioestimulación, la bioaumentación, la biolabranza y la fitorremediación (Velasco y Volke, 2003).

La fitorremediación se define como el uso dirigido de las plantas para remover, transferir, estabilizar, concentrar y/o descomponer diversos contaminantes, ya sean orgánicos, inorgánicos e incluso radioactivos, principalmente en sedimentos y suelos (López-Martínez y Rivero, 2005). Estos procesos tienen lugar en torno a la rizosfera, donde los exudados son parte fundamental para mantener consorcios microbianos muy complejos (Hinchman. *et al.*, 1998).

Las técnicas más comunes de aplicación son (Fig. 5; Tabla 1) (Kirkham, 2006; Prasad y Freitas, 2003; Barceló y Poschenrieder, 2003; Bondada y Qiying, 2003; Montes-Bayón *et al.*, 2002; Memon *et al.*, 2001; Schnoor *et al.*, 1995):

- Rizo-filtración. Tiene como fin extraer los contaminantes como EPT's, radionucleótidos y compuestos orgánicos hidrofóbicos que se encuentran en la solución acuosa que rodea a la raíz, mediante mecanismos de absorción, utilizando juncos, hierbas flotantes de charca, algas, o pastos acuáticos para la limpieza de sistemas acuáticos.
- Fito-estabilización. Se utilizan plantas tolerantes a los EPT's y se basa en la inmovilización o fijación de metales mediante la precipitación y conversión de los metales del suelo a formas insolubles, evitando que sean biodisponibles, se lixivien en las aguas subterráneas o sean aerotransportados, reduciendo al mínimo su migración. Esta técnica también es conocida como Fito-restauración y se utilizan plantas como los árboles freatofíticos (que viven a la orilla de ríos) para el control hidráulico o hierbas con raíces fibrosas para el control de la erosión de suelos.
- Fito-extracción o Fito-acumulación. Es el uso de plantas hiperacumuladoras que incorporan y retienen los contaminantes, concentrándolos en el tejido vegetal (son utilizadas para la remediación de los suelos contaminados por EPT's). Esta técnica está basada en el metabolismo de las plantas y su capacidad para extraer los metales pesados de suelos contaminados; la biomasa vegetal generada es cosechada e incinerada para reducir el volumen y ser dispuesta en un lugar apropiado. Esta técnica se debe ver como un esfuerzo de remediación a largo plazo, ya que requiere de muchos ciclos del cultivo para reducir la contaminación a niveles aceptables. Algunas de las plantas más utilizadas en esta técnica son: la mostaza india (*Brassica juncea*), el girasol (*Helianthus spp.*) y el carraspique (*Thlaspi caerulescens*).
- Fito-degradación o Fito-transformación. Mediante este proceso se favorece la degradación de compuestos orgánicos a través de la actividad metabólica entorno a la rizosfera. En esta técnica se utilizan una gran variedad de plantas que incluyen hierbas con raíces fibrosas, principalmente gramíneas, como el centeno, la caña, el alpiste y pastos; plantas que presentan mecanismos fenólicos (zarzamoras, manzana); árboles de la familia salix, (álamo, sauce) y legumbres (trébol, alfalfa, frijoles y garbanzos).
- Fito-volatilización. Implica el uso de plantas que pueden extraer del suelo ciertos metales como el selenio, arsénico o mercurio así como compuestos orgánicos volátiles, los cuales son emitidos a la atmósfera mediante la transpiración; en este proceso los compuestos pueden ser modificados. Las plantas que comúnmente se ocupan en esta técnica incluyen a la mostaza india (*Brassica juncea*); plantas de suelos pantanosos y árboles freatofíticos para la captura los contaminantes orgánicos en las agua subterráneas.

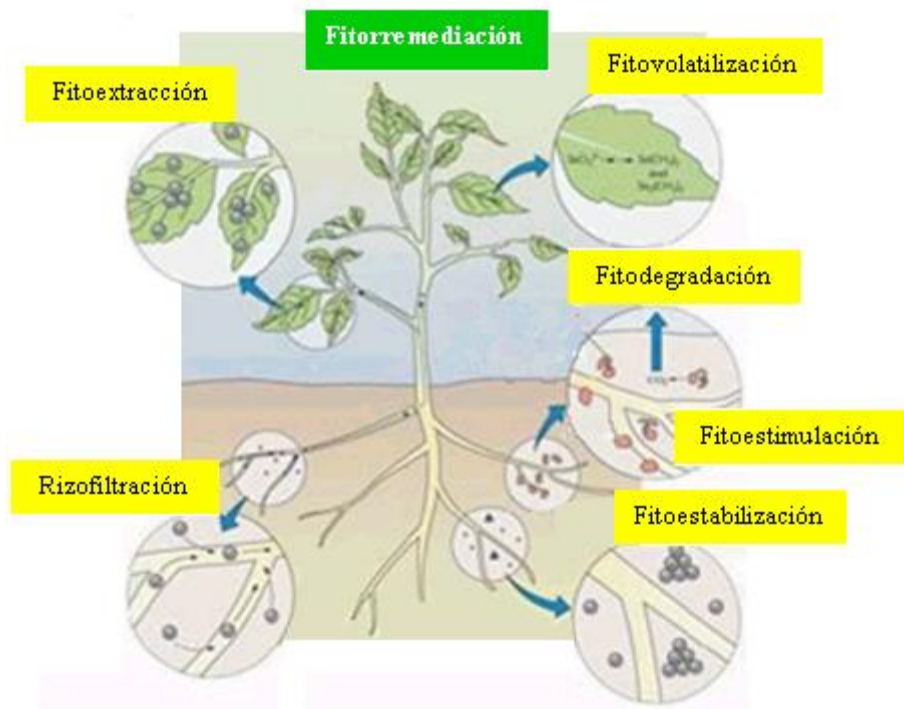


Figura 5. Procesos metabólicos que presentan aquellas plantas consideradas para la fitorremediación (modificado de Pilon-Smits, 2005).

Tabla 1. Procesos y mecanismos de la fitorremediación para la limpieza de sitios según el tipo de contaminante (Ghosh y Sing, 2005).

Proceso	Mecanismo	Contaminante
Rizofiltración	Acumulación en la rizosfera	Orgánico/inorgánico
Fitoestabilización	Complejación	Inorgánico
Fitoextracción	Hiperacumulación	Inorgánico
Fitovolatilización	Volatilización por las hojas	Orgánico/inorgánico
Fitotransformación	Degradación	Orgánico

Para que una planta pueda ser empleada en el desarrollo de estrategias de fitorremediación de suelos contaminados por metales debe cubrir las siguientes características (Moreno *et al.*, 2005; Moyukh y Singh, 2005):

- un crecimiento rápido
- un enraizamiento profundo
- una propagación fácil
- una alta tasa de captación del metal
- un mecanismo intracelular eficiente de inactivación y compartimentalización del metal
- un apropiado mecanismo de almacenamiento intracelular del metal
- una producción elevada de biomasa en la presencia del metal
- un adecuado sistema de transporte entre órganos

Numerosas plantas han sido estudiadas por su potencial de acumulación a EPT's (Tabla 2).

Tabla 2. Especies de plantas hiperacumuladoras.

Elemento	Especie	Concentración (mg/kg PS)	Referencia
Arsénico	<i>Pteris vitatta</i>	14,500	(Lasat, 2002)
Cadmio	<i>Thlaspi caerulescens</i>	3,000	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
		1,800	(Lasat, 2002)
Cobalto	<i>Haumaniastrum robertii</i>	10,200	(Volke <i>et al.</i> , 2005; Lasat, 2002)
Cobre	<i>H. katangense</i>	8,356	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
	<i>Ipomea alpina</i>	12,300	(Lasat, 2002)
Manganeso	<i>Macadamia neurophylla</i>	55,000	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
Níquel	<i>Alyssum bertolonii</i>	13,400	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
	<i>Berkheya coddii</i>	17,000	
	<i>Sebertia acuminata</i>	25,000	(Lasat, 2002)
Plomo	<i>T. rotundifolium</i>	8,200	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
Selenio	<i>Astragalus pattersoni</i>	6,000	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
	<i>Astragalus racemosus</i>	14,900	(Lasat, 2002)
Talio	<i>Iberis intermedia</i>	3,070	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
Zinc	<i>T. calaminar</i>	10,000	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
	<i>Thlaspi caerulescens</i>	39,600	(Lasat, 2002)

La fitorremediación se ha convertido en una alternativa tangible ya que es una tecnología viable, eficiente y útil para la limpieza de suelos contaminados. Su efectividad ha sido demostrada con todo tipo de contaminantes xenobióticos (López-Martínez *et al.*, 2005) y representa la mejor alternativa de recuperación de sitios contaminados, con un grado moderado de contaminación (Mc Grath *et al.*, 2001). La fitorremediación es potencialmente aplicable en los países en desarrollo, donde los fondos disponibles para la restauración del medio ambiente son escasos (Nascimento y Xing, 2006).

En la República Mexicana opera una gran diversidad de prestadores de servicio que ofrecen diferentes tecnologías para remediar suelos contaminados. Sin embargo, no fue sino a partir de 1997 que las autoridades ambientales establecieron un programa de verificación y certificación de este tipo de empresas, de la cual se formó un padrón de prestadores de servicio (SEMARNAT, 2007). En el 2003 se reportaron un total de 57 empresas autorizadas, de carácter nacional e internacional que se dedican a la remediación de suelos, en particular por compuestos orgánicos, dejando de lado los sitios contaminados por EPT's, ya que ninguna de estas empresas ofrece el servicio de restauración para este tipo de contaminantes.

De acuerdo a Velasco y Volke, (2003) de las técnicas empleadas en nuestro país para la remediación de suelos contaminados por diferentes tipos de contaminantes, destaca la biorremediación quedando en segundo término algunas de las técnicas denominadas “convencionales” ya antes mencionadas. El uso de las distintas técnicas se distribuyen de la siguiente forma:

➤ Biorremediación	48%	➤ Desorción térmica	5%
➤ Lavado	13%	➤ Centrifugación	2%
➤ Oxidación química	13%	➤ Extracción de vapor	2%
➤ Separación física	11%		

Si bien la fitorremediación presenta limitaciones, sus ventajas han promovido su amplia utilización (Tabla 3) (Kirkham, 2006; Volke *et al.*, 2005; Morikawa y Özgür, 2003; Velasco y Volke, 2003; Mc Grath *et al.*, 2001; Memon *et al.*, 2001; Macek *et al.*, 2000; Saxena *et al.*, 1999; Anderson *et al.*, 1998):

Tabla 3. Principales ventajas y limitaciones de la fitorremediación

Ventajas	Limitaciones
➤ Es una tecnología simple y de fácil aplicación	➤ Limitada por el tipo de suelo, la temporada anual, las condiciones climáticas y geológicas
➤ Es un tratamiento seguro con mínimos riesgos a la salud humana	➤ Aplicable a sitios con concentraciones bajas a moderadas de contaminantes
➤ Es tecnológicamente efectiva	➤ Los contaminantes deben estar biodisponibles
➤ Aplicable <i>in situ</i> : evita la excavación	➤ El tipo de planta determina la profundidad de la zona a tratar (unos cm hasta varios metros)
➤ El impacto al ambiente es mínimo	➤ Riesgo de entrada de los contaminantes en las redes tróficas
➤ Bajos costos de instalación y operación	➤ Los contaminantes acumulados en las hojas pueden incorporarse nuevamente al medio
➤ 80% más barata que otras técnicas	➤ Pueden requerirse varios ciclos de cultivo
➤ Se requiere de un mínimo mantenimiento	➤ Se requieren largos periodos de remediación (1-20 años)
➤ El manejo de materiales es mínimo	
➤ Baja generación de residuos secundarios al suelo, al agua y al aire	
➤ Versátil para el tratamiento de una amplia gama de compuestos peligrosos (EPT, compuestos orgánicos y radionucleótidos)	
➤ El suelo no pierde fertilidad y puede crecer nueva vegetación	
➤ La concentración de contaminantes en el tejido vegetal genera un volumen pequeño, el cual puede ser manejado de forma adecuada	
➤ Los metales de los residuos generados se pueden recuperar	
➤ Tiene una amplia aceptación pública	
➤ No requiere el uso de energía	
➤ Es útil en sitios con niveles bajos de contaminación	

Costos de recuperación de sitios contaminados

Muchas naciones presentan problemas en financiar el saneamiento de sitios contaminados y la reintegración de los mismos al proceso de desarrollo urbano y regional. Las pérdidas que sufre una economía ocasionadas por el mal uso y contaminación del suelo han sido cuantificadas en diversos países, por ejemplo en Alemania debido a la contaminación de suelos o a problemas derivados de un uso inadecuado de ellos se han calculado costos de alrededor de $4,200 \times 10^6$ euros por rehabilitación y construcción de depósitos de residuos, $2,644 \times 10^6$ euros por evaluación y saneamiento de sitios contaminados y $108,000 \times 10^6$ euros por pérdidas del valor mercantil de los predios contaminados y las superficies aledañas. De esta manera, las acciones encaminadas a la prevención y reintegración de sitios contaminados a través de una legislación adecuada tienen costos menores y conducen a un ahorro a futuro (Ruiz, 2002).

La limpieza de suelos contaminados por metales pesados es una de las tareas más difíciles para la ingeniería ambiental, aunado a los costos que ello implica. Los costos de las tecnologías convencionales como la incineración o la construcción y manejo de confinamientos controlados oscilan entre los \$250 y \$1,000 usd/m^3 , a diferencia de los costos de la fitorremediación de metales pesados que oscilan entre los \$100 y los \$250 usd/m^3 , estos costos varían principalmente en función de diversos factores entre los que destacan (Velasco y Volke, 2003):

- Cantidad y tipo de suelo a tratar
- Tipo de contaminante
- Tipo de proceso a emplear
- Necesidad de tratamientos previos y posteriores
- Necesidad de equipos para el control de compuestos orgánicos volátiles
- Condiciones climáticas
- El prestador del servicio

La fitorremediación es una tecnología que ha suscitado un creciente interés en las últimas dos décadas, ya que representa una oportunidad de mercado de aproximadamente 1000 millones de dólares anuales y comprende un 5% del mercado de la recuperación de suelos en los EEUU, lo que equivale a cerca de \$100-150 millones usd por año (Nascimento y Xing, 2006). Esta tecnología puede ser una alternativa idónea en nuestro país para la recuperación de sitios contaminados.

Para poder llevar acabo de forma comercial la fitoextracción se ha requerido una serie de ensayos para estudiar los métodos de plantación, la densidad de población, las prácticas de control de malezas, el calendario de cosecha y métodos en el control de la polinización y el procesamiento de semillas. Tales estudios de manejo de cultivos han mejorado la eficiencia de esta técnica y mediante la quema de biomasa se puede reducir el volumen y recuperar los metales de las cenizas (Yin-M.Li *et al.*, 2003; Cooke y Johnson, 2002).

3.5 Casos de estudio

La fitorremediación se aplica en diversos sitios alrededor del mundo, principalmente en aquellos que han sido impactados por actividades industriales.

El gobierno del Reino Unido ha puesto considerable atención en la recuperación de tierras abandonadas al noroeste de Inglaterra, en un poblado llamado Merseyside, en donde se ha abordado el grado de contaminación que presenta, mediante la fitoextracción, particularmente del cadmio, a través de cultivos rotatorios de sauces en zonas urbanas y suelos agrícolas (Dickinson, 2006).

En España a partir del accidente ocurrido en la mina de Aznalcóllar en 1998, un caso dramático de contaminación que afectó a 4,286 hectáreas por EPT's como As, Cd, Cu, Pb, y Zn, permitió a la comunidad científica española y extranjera poner en práctica técnicas biológicas de recuperación como la fitorremediación empleando parcelas de experimentación *in situ*, lo que permitió desarrollar el plan del Corredor Verde del Guadiamar. Entre las técnicas que destacan son la fitoextracción con mostaza india y la fitoinmovilización mediante el altramuz (Bernal *et al.*, 2007).

En Honfleur (Calvados) Francia en el 2004 se echó a andar una planta de tratamientos de agua residual con una extensión de 4 hectáreas, que tiene como objetivo recuperar recursos naturales como el agua, el suelo y el aire mediante la fitorremediación, lo que representa una innovación eco-tecnología basada en lo que se denomina jardines filtrantes (rizofiltración), que mediante el uso combinado de diversas especies vegetales se pretende restaurar los afluentes de esa región (Jacquet, 2004).

En Ucrania a partir del accidente ocurrido en Chernobyl en 1986 se han empleado diferentes técnicas para la recuperación de radionucleidos como la fitoestabilización, la rizofiltración y la fitoextracción para elementos como el uranio 235, el cesio 137 y el estroncio 90 utilizando una gran cantidad de especies vegetales como *Helianthus sp.*, *Helianthella sp.*, *Brassica sp.*, *Cannabis sp.*, *Vetiver grass* y *Amaranthus retroflexus* (Singh *et al.*, 2008; Zhuy-Smolders, 2000; Sorochinsky *et al.*, 2000; Jianwei *et al.*, 1998).

En Estados Unidos de América se da el caso de un sitio llamado Spring Valley ubicado en Washington, D.C. que fue usado durante la primera guerra mundial como sitio de pruebas de diversos agentes químicos, y abarca una superficie de 267.5 hectáreas. U.S. Army Corps of Engineers pretende recuperar este sitio contaminado, a través de la fitoextracción, en donde el problema principal es el arsénico (U.S. Army Corps of Engineers, 2005).

En Chile se ha empleado una hierba que puede ser usada con gran éxito para la estabilización de suelos y fitoextracción de EPT's, en lo que denomina Sistema de Pasto Vetiver y es empleada alrededor de los tanques de relave de las cuatro minas más importantes de cobre en este país (Fonseca *et al.*, 2005). También en China se ha visto el potencial que presenta esta planta, la cual tiene la capacidad de establecerse en condiciones con elevados niveles de plomo y zinc y es empleada para la recuperación y estabilización de estos sitios donde es empleada como planta pionera (Wong, 2003).

En muchos países en vías de desarrollo la fitorremediación es vista como una alternativa para la recuperación de sitios contaminados. En el continente africano en la parte del delta del Níger se presentan condiciones severas de contaminación y se ha propuesto la aplicación de esta técnica, debido a los bajos costos que representa, a pesar de que esta tecnología no se encuentra disponible de forma comercial en esta región (Erakhrumen, 2007).

En la India en la región de Bangladesh, sus mantos acuíferos presentan un alto grado de contaminación por arsénico y se ha propuesto aplicar la fitorremediación para descontaminar los suelos y cuerpos de agua contaminados (Mohan y Agrawal, 2006), así como en Sri Lanka y en otras regiones de sur de Asia donde hay gran cantidad de minas (Nishanta *et al.*, 2006).

En el caso de la industria minera, se considera un reto la rehabilitación de los sitios de extracción y depósitos de residuos y es importante para la mayoría de las operaciones mineras en todo el mundo; dando lugar a proyectos como el que propone AMIRA Internacional, para la identificación de plantas metalofitas en algunas regiones del mundo que puedan ser empleadas mediante la técnica de fitorremediación en la descontaminación, rehabilitación y restauración de de sitios mineros. Este proyecto se desarrolla en colaboración del Centro de Investigaciones de Chile de Minería y Metalúrgica (CIMM), la Escuela de Botánica en la Universidad de Melbourne y la Universidad de KwaZulu - Natal en Sudáfrica. (Ginocchio *et al.*, 2004).

4. Objetivos

Objetivo general

- Identificar, seleccionar y evaluar una serie de especies vegetales silvestres con alto potencial de bioacumulación de cadmio.

Objetivos específicos

- Detectar especies silvestres con potencial de bioacumulación de cadmio.
- Determinar las condiciones óptimas de germinación para su mantenimiento y desarrollo bajo condiciones controladas en un sistema hidropónico.
- Evaluar la capacidad de bioacumulación de cadmio en los diferentes órganos de las especies elegidas.

5. Hipótesis

- En sitios contaminados es posible encontrar especies vegetales silvestres con potencial de bioacumulación de cadmio.
- En los diferentes órganos de las plantas se presentan diferencias en los niveles de acumulación de cadmio.
- La raíz es el órgano que puede acumular en mayor grado el cadmio.

6. Materiales y métodos

6.1 Sitio de estudio. Descripción y problemática

El presente estudio se realizó en tres localidades de la zona de Xochimilco, al sureste de la ciudad de México, en torno de la zona chinampera y cerca de los límites de las delegaciones de Coyoacan, Tlalpan, Iztapalapa y Tlahuac. Xochimilco recibe el agua proveniente de varias plantas de tratamiento de aguas residuales que contribuyen a mantener el nivel del agua en el lago de Xochimilco y los canales (DGCOH-DF), pero a la vez recibe de forma directa e indirecta el aporte adicional de descargas domésticas, industriales y de uso agrícola que contienen aún gran cantidad de EPT's que se depositan de forma continua en los sedimentos (Rodríguez, 2001).

En los últimos años se reportan en la zona chinampera procesos de eutrofización, de salinización y de acumulación de nutrientes en el suelo, debido en parte por el uso excesivo de fertilizantes que han afectado la amortiguación y la capacidad de filtrado de los suelos; todo ello ha contribuido a que en la zona lacustre de Xochimilco presente un alto grado de contaminación y degradación del ambiente (Ramos *et al.*, 2002; Ramos-Bello *et al.*, 2001).

El desarrollo social y económico de esta zona está basado en prácticas agrícolas tradicionales y el turismo, que se sustenta sobre la utilización de recursos naturales frágiles como el suelo y los canales (Ramos *et al.*, 2002).

6.2 Sitios de recolecta

Se seleccionaron tres sitios de estudio en la zona chinampera de Xochimilco, en los cuales se recolectaron las especies vegetales a analizar (Fig. 6).

Xochimilco centro: Se realizó un recorrido en trajinera a través del canal de Santa Cruz.

Canal de Cuemanco: Se llevó a cabo un recorrido a pie sobre la orilla del canal Nacional y la intersección con el canal de Chalco, cerca de la planta de tratamiento de aguas residuales Cerro de la Estrella.

San Luis Tlaxialtemalco: Se realizó un recorrido en torno a los viveros y al canal de Chalco. Esta zona se caracteriza por presentar una gran extensión de viveros, en los cuales se producen flores de temporada.

En cada localidad se eligieron aquellas plantas que eran muy abundantes y que presentaban visiblemente un estado fisiológico bueno, (crecimiento vigoroso y sin daños visibles en los tejidos externos) dando prioridad a las plantas terrestres (excluyendo los pastos). Así se obtuvo un listado de diez especies vegetales, con el objetivo de tener varias especies para analizar sus capacidades de bioacumulación de cadmio.

De las especies recolectadas en el sitio de estudio, y que fueron elegidas para determinar su capacidad de acumulación de cadmio, se realizó una búsqueda bibliográfica en bases de datos especializadas y algunas plataformas de búsqueda de información científica (CSA, JSTOR, EBSCO, PNAS, NCBI, Plant Science, Biology Digest, Biological Sciences, Elsevier, Springer y Scopus), para conocer el estado actual del arte.

De estas diez especies, se seleccionaron cuatro especies que pudiesen presentar un mayor potencial de acumulación de EPT's considerando los siguientes criterios 1) Información previa de especies tolerantes a EPT's (revisión bibliográfica) y 2) Información generada a partir de una visita prospectiva al "cementerio industrial" de lo que fue la planta de Cromatos de México, en este último sitio se observó la presencia de algunas de las especies vegetales presentes en los sitios de estudio en Xochimilco, las cuales se encuentran expuestas a elevados niveles de contaminación y sustentan la hipótesis de que presentan un elevado potencial para la acumulación de metales considerados EPT's.

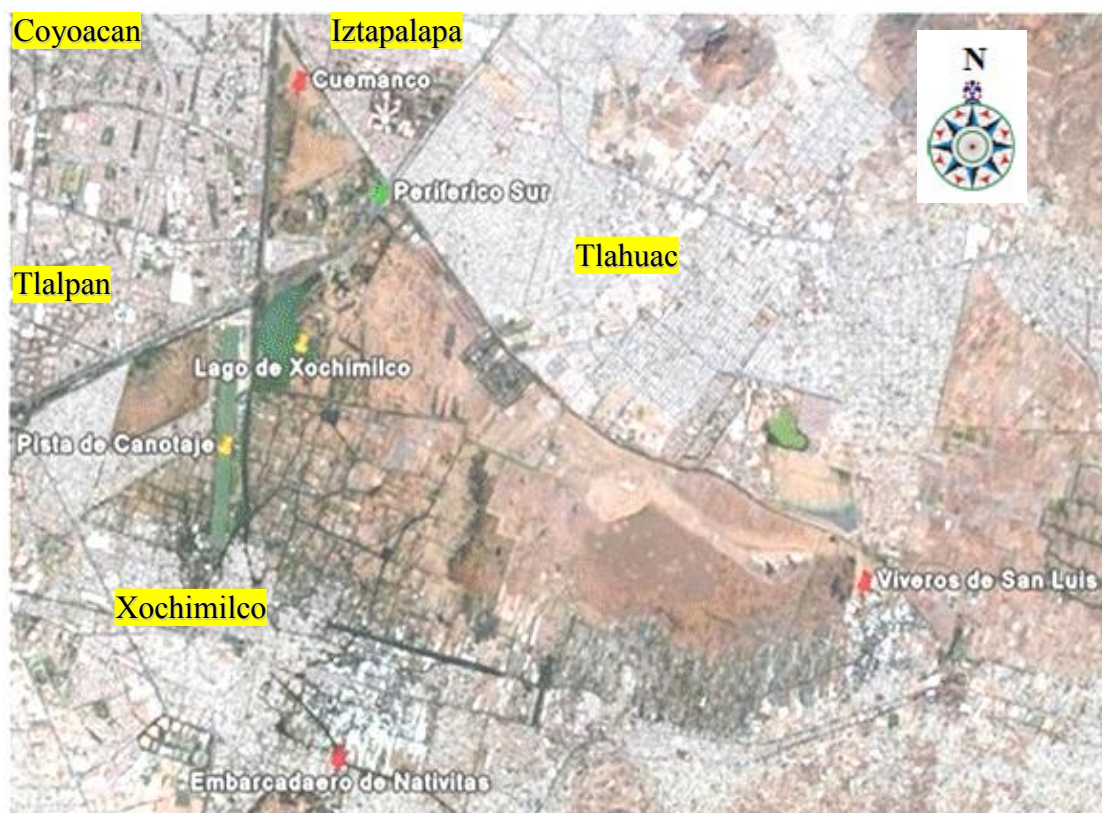


Figura 6. Área de estudio. Se señalan los sitios de recolecta de material vegetal y su ubicación geográfica (GPS Garmin 12XL)

● Canal de Santa Cruz	19°15'4.54 "N	99° 5'10.52"O
● Cuemanco	19°18'56.31"N	99° 5'55.18"O
● Viveros de San Luis	19°16'14.41"N	99° 2'13.67"O

6.3 Herborizado del material vegetal

Las plantas colectadas en los tres sitios de estudio fueron prensadas *in situ* colocándolas en hojas de papel absorbente (periódico) y entre dos cartones corrugados. En el laboratorio se secaron a 60°C durante una semana, posteriormente los ejemplares se montaron en una cartulina Bristol de 110 kg de 28x48 cm, se determinaron y se colocaron las etiquetas de identificación respectivas acorde a Lot *et al.* (1986). Los ejemplares se depositaron para su resguardo en la colección del Herbario Nacional (MEXU) el cual, les asignó un número de registro a cada una de las especies vegetales. Para la determinación de los ejemplares recolectados se contó con la asesoría de personal académico del Laboratorio de Taxonomía de Plantas Vasculares, del Departamento de Biología de la Facultad de Ciencias, de la UNAM.

6.4 Germinación y cultivo hidropónico

6.4.1 Pruebas de germinación

Las pruebas de germinación se realizaron en las cuatro especies seleccionadas previamente: *Reseda luteola*, *Ricinus communis*, *Chenopodium ambrosioides*, y *Nicotiana glauca*. Debido a que las especies utilizadas en esta investigación son silvestres, fue necesario realizar pruebas de germinación para determinar las condiciones óptimas y posteriormente, poder establecer cultivos hidropónicos en el invernadero, a fin de efectuar las pruebas experimentales de exposición al cadmio. La recolecta de semillas se llevó a cabo durante los meses de septiembre del 2004 a diciembre del 2005, en los tres sitios de estudio de la zona de Xochimilco. Las semillas recolectadas de cada una de las especies seleccionadas se mezclaron de forma homogénea.

Las pruebas de germinación se realizaron considerando dos condiciones ambientales (humedad y fotoperiodo), conformando cuatro lotes:

- A) Humedad: semillas hidratadas y semillas sin hidratación.
- B) Fotoperiodo: (16:8 h. luz:oscuridad) y (0:24 h. luz:oscuridad).

Para cada especie, se seleccionaron cuatro lotes de aproximadamente 25 semillas cada uno; las semillas se lavaron previamente con una solución jabonosa y se enjuagaron con agua corriente.

El primer lote de semillas de cada especie se colocó en macetas, sobre agrolita húmeda (sin adición de solución nutritiva), se cubrió con una tapadera translúcida para evitar la pérdida de humedad y se dejaron a temperatura ambiente (máxima de 26°C); otro lote de semillas se hidrató por un periodo de dos horas bajo las mismas condiciones descritas anteriormente. Debido a las características propias de las semillas solo en el caso de *Ricinus communis* se retiró manualmente la testa de las semillas para romper la latencia (escarificación mecánica).

Para determinar el efecto del fotoperiodo en la germinación, dos lotes de semillas se hidrataron y se colocaron sobre agrolita húmeda, bajo las mismas condiciones anteriormente descritas. Uno de los lotes se colocó sobre una maceta la cual fue cubierta totalmente con papel aluminio para evitar la entrada de luz a su interior manteniendo las semillas en total oscuridad (0:24 h. luz:oscuridad), el otro lote se mantuvo con un fotoperiodo (16: 8 h. luz:oscuridad).

Las condiciones adecuadas de la germinación de las semillas se establecieron de 7 a 9 días posteriores con la aparición de la radícula. Los resultados obtenidos se expresaron como porcentaje de semillas germinadas (%).

6.4.2 Sistema hidropónico

De acuerdo con los resultados anteriores se establecieron las condiciones adecuadas para la germinación de las semillas de las cuatro especies de plantas y su posterior cultivo: hidrataron previa de las semillas por un periodo de 2 horas (escarificación adicional a las semillas de *Ricinus communis*), fotoperiodo de (16:8 h. luz:oscuridad) y temperatura ambiental máxima de 26°C.

Las plantas se cultivaron mediante la técnica de hidroponía, la cual es un medio artificial constituido por una solución nutritiva que contiene los elementos esenciales que requieren las plantas (Tabla 4). Se utilizó como sustrato agrolita (Agrolita de México S.A. de C.V.), el cual es un material volcánico con excelentes propiedades en cuanto aireación, retención de humedad así como una baja capacidad de intercambio catiónico que no interviene con la captación de los nutrientes suministrados. Las semillas de las cuatro especies seleccionadas se cultivaron en macetas de plástico de 9 cm de diámetro (capacidad de 340 ml) y se utilizaron 60 g de agrolita como sustrato.

Tabla 4 Composición de la solución nutritiva.

Compuesto	Cantidad mg/L
NH ₄ NO ₃	1650
KNO ₃	1900
CaCl * 2H ₂ O	440
MgSO ₄ * 7H ₂ O	370
KH ₂ PO ₄ (Monobásico)	170
Na ₂ EDTA	37.3
FeSO ₄	27.8
H ₃ BO	6.2
MnSO ₄ * 4H ₂ O	22.3
ZnSO ₄ * 4H ₂ O	8.6
KI	0.83
Na ₂ MoO ₄ * 2H ₂ O	0.25
CuSO ₄ * 5H ₂ O	0.025
CoCl ₂ * 6 H ₂ O	0.025

De cada especie se germinaron 30 semillas, cada una de las cuales se colocó de forma individual en una maceta (unidad experimental) con agrolita húmeda, cubierta con una tapa para evitar la pérdida de humedad, germinadas las semillas la tapa se fue perforando poco a poco y se retiró totalmente a los siete días. Durante 90 días las plantas fueron regadas con 20 mL de solución nutritiva. Las especies se cultivaron durante el periodo de marzo a mayo del 2006 en el invernadero de la Facultad de Ciencias de la UNAM, con un fotoperiodo constante (16:8 h luz:oscuridad), temperatura promedio ambiente de 15-26 °C y humedad relativa de 76 %.

6.5 Pruebas de Exposición al Cadmio

Posterior a los tres meses de crecimiento, las unidades experimentales de cada especie vegetal se agruparon y se conformaron por especie seis grupos experimentales, cada uno con un lote de tres plantas a los que se les adicionó 200, 400, 600, 1000 y 1500 μM de CdCl_2 (correspondientes a 36.7, 73.3, 110, 183.3 y 275 mg Cd/L respectivamente); por especie se consideró un control sin adición del metal.

Durante 14 días se aplicó de forma constante (lunes a viernes) las diferentes concentraciones de CdCl_2 . El sustrato de cada una de las unidades experimentales se saturó con 20 mL de cada una de las respectivas soluciones. Los días lunes y viernes la concentración de CdCl_2 fue adicionada con solución nutritiva. En el caso de los grupos control los días lunes y viernes se adicionó 20 mL de solución nutritiva y los demás días solo se adicionó agua destilada.

Cabe señalar que previo al tratamiento experimental se realizó una “inducción de tolerancia al metal” con una concentración de 50 μM de CdCl_2 , la cual estimula la tolerancia al cadmio en las raíces (Brown *et al.*, 1981). Esta aplicación (20 mL por unidad experimental) se efectuó dos días previos a la exposición continua al CdCl_2 .

Concluido el periodo experimental se extrajeron las plantas cuidadosamente de la agrolita y se lavaron con agua corriente y posteriormente con agua destilada. Las raíces se sumergieron en una solución de EDTA 20 mM durante dos minutos con el fin de eliminar aquellas partículas de cadmio que pudiesen estar adheridas entorno a la raíz (Greger *et al.*, 2005).

Ya limpio el material vegetal, se separaron los diferentes órganos de la planta (hoja tallo y raíz) y se secaron a 60 °C durante 72 h. El material ya seco se molió en mortero con nitrógeno líquido hasta obtener un polvo fino.

6.6 Cuantificación del cadmio

La cuantificación del cadmio en el tejido vegetal se realizó en la Unidad de Análisis Ambiental de la Facultad de Ciencias de la UNAM.

Se utilizó el procedimiento de digestión ácida modificado de Tüzen (2003), para lo cual se utilizó una mezcla (1:1) de ácido nítrico (HNO_3) y ácido clorhídrico (HCl) grado metales trazas (70 %, redistilado 99.999+%, SIGMA-ALDRICH), las digestiones se realizaron en vasos de Teflón HP-500 Plus™ en un horno de microondas (MARS 5/X CEM Corp.).

En la digestión de tallos y hojas se pesaron 0.2 g (peso seco) de cada muestra y se adicionaron 5 mL de HNO_3 y HCl concentrado (1:1), agitando de forma regular por dos horas (pre-tratamiento), antes de introducir los vasos de teflón al horno de microondas (Tabla 5A). Para la digestión de las raíces se modificó el procedimiento empleado en tallos y hojas, debido a que en éste órgano la digestión no era total; con las modificaciones efectuadas se obtuvo una buena digestión. Para ello se pesaron 0.2 g (peso seco) de cada muestra y se adicionó 1 mL de H_2O_2 dejando reaccionar por dos horas, posteriormente se agregaron 4.5 mL de HNO_3 y HCl (1:1), agitando de forma regular por dos horas antes de realizar la digestión en el horno de microondas (Tabla 5B).

Tabla 5. Condiciones de rampeo del horno de microondas utilizadas en la digestión del material vegetal

A) Hojas y Tallo

Etapa	Potencia, w, %	Tiempo min	PSI	°C	Mantenimiento min
1	1200	100	4:00	200 130	0:00
2	1200	100	4:00	200 150	0:00
3	1200	100	4:00	200 175	6:00

B) Raíz

Etapa	Potencia, w, %	Tiempo min	PSI	°C	Mantenimiento min
1	1200	100	4:00	200 130	0:00
2	1200	100	4:00	200 150	0:00
3	1200	100	6:00	210 175	7:00

Como material estándar de referencia se utilizó hojas de espinaca (NIST 1570^a) y se obtuvo un porcentaje de recuperación de cadmio del 94%.

Después de ser digeridas las muestras se llevaron a un volumen final de 50 mL con agua desionizada y fueron vertidas en frascos de polietileno (perfectamente limpios), guardándolos en un lugar fresco y seco hasta la posterior cuantificación del metal.

En las digestiones de las plantas el cadmio se cuantificó mediante Espectrometría de Absorción Atómica (EAA). Dependiendo de la concentración de cada uno de los extractos se utilizó uno de los dos métodos de atomización Técnica de Flama (FLAA) para altas concentraciones y/o Técnica de Horno de Grafito (THGA) para bajas concentraciones se utilizó un equipo Perkin-Elmer AAnalyst™ 800 con una lámpara de cátodo hueco de cadmio. El límite de detección para cada una de las diferentes técnicas usadas fue de 4.07 mg/kg Cd para el método de flama y 0.01 mg/kg Cd para el método de horno de grafito.

6.7 Análisis estadístico

Se utilizó la prueba de análisis de varianza de una vía (ANDEVA) para determinar diferencias significativas en la acumulación del cadmio entre las diferentes concentraciones de cada uno de los tejidos de cada planta, así como, entre el mismo tejido en las diferentes especies de plantas estudiadas; para establecer las diferencias significativas entre grupos se utilizó la prueba de Tukey. Para el análisis de los resultados se utilizó el programa de computo ESTATISTICA Versión 0.6 (Rodríguez *et al.*, 2006).

7. Resultados

Descripción de las especies acumuladoras de cadmio.

Las especies seleccionadas como especies de prueba, con alto potencial de bioconcentración en sus tejidos fueron:

- *Reseda luteola*
- *Ricinus communis*
- *Chenopodium ambrosioides*
- *Nicotiana glauca*

Germinación de las semillas de las especies seleccionadas

En la tabla 6 se muestran los resultados obtenidos de las pruebas de germinación de las semillas de las cuatro especies seleccionadas como de elevado potencial de bioconcentración de cadmio.

Tabla 6. Germinación de semillas de las especies en estudio (con alto potencial de bioacumulación de cadmio) bajo diferentes condiciones de hidratación previa y fotoperiodo. Valores porcentuales

Especie	Condiciones de hidratación de la semilla para romper la latencia		Condiciones de luminosidad (fotoperíodo luz / oscuridad)	
	Sin imbibición en agua	Imbibición en agua	(16:8)	(0:24)
<i>R. luteola</i>	0	100	100	10
<i>R. communis</i>	0	100*	100	80
<i>N. glauca</i>	0	100	100	100
<i>Ch. ambrosioides</i>	0	100	100	100

*Escarificación mecánica adicional

Las condiciones de hidratación para romper la latencia modificaron la germinación de las semillas. Aquellas semillas que se colocaron en agrolita húmeda sin una hidratación previa en agua no germinaron, a diferencia de aquellas que fueron hidratadas previamente por un periodo de 2 horas, en las cuales la germinación fue del 100 %. En el caso de *Nicotiana glauca*, *Reseda luteola* y *Chenopodium ambrosioides* fue suficiente colocarlas en la agrolita, posterior a la imbibición; sin embargo para *Ricinus communis* fue necesario retirar mecánicamente la testa de la semilla ya que esta era muy gruesa e impermeable y de esta manera se logró una germinación del 100 %.

En cuanto al efecto del fotoperiodo sobre la germinación de las semillas, la falta de luz no representa un factor determinante para la germinación de *N. glauca* y *Ch. ambrosioides*, ya que el 100 % de las semillas germinaron. Para *R. communis* a pesar de que solo germinó el 80 % de las semillas se considera una tasa elevada. En el caso de la germinación de las semillas de *R. luteola* se aprecia claramente un efecto considerable de la ausencia de luz, ya que solo el 10 % de las semillas germinaron.

Una vez establecidas las condiciones idóneas de germinación se estableció el sistema hidropónico, que permitió obtener el material vegetal requerido para realizar los ensayos de exposición al cadmio.

Acumulación de cadmio en las especies de prueba

Después de que las plantas fueron expuestas a los distintos niveles de concentración de cadmio se procesaron y se cuantificó el contenido del metal presente en el tejido vegetal de cada uno de los órganos de las diferentes especies vegetales, por medio de espectrofotometría de absorción atómica.

La acumulación del cadmio en los órganos de las plantas analizadas se describe a continuación para cada una de las especies. Se reportan valores promedio \pm desviación estándar.

Para *Reseda luteola* se analizó la parte subterránea (raíz) y la parte aérea (hojas y tallo), estas estructuras se analizaron como una sola muestra, debido a que esta especie presenta una mínima cantidad de tallo.

En la parte aérea el tratamiento control presentó un nivel base de 0.34 mg Cd/kg PS. La acumulación del metal fue significativa ($F= 196,600$; $P < 0.05$) conforme se incrementó el nivel experimental del metal. En los tratamientos de 200, 400 y 600 $\mu\text{M CdCl}_2$ la acumulación fue de 329.62, 494.41 y 668.38 (mg Cd/kg PS) respectivamente; a los 1000 $\mu\text{M CdCl}_2$ la acumulación fue de 664.84 mg Cd/kg PS y la máxima acumulación se observó en el tratamiento de 1500 $\mu\text{M CdCl}_2$ con 853.72 mg Cd/kg PS (Fig. 7 A; Tabla 8 Anexos).

En la raíz, la concentración base grupo control fue de 0.76 mg Cd/kg PS. La acumulación del metal en la parte subterránea fue significativo ($F=391,053$; $p < 0.05$) conforme se incrementó el nivel experimental del metal. La máxima acumulación de cadmio fue de 12164.09 mg Cd/kg PS; en el tratamiento de 1500 $\mu\text{M CdCl}_2$. En los grupos expuestos a 200, 400, 600 y 1000 $\mu\text{M CdCl}_2$ la acumulación fue de 947.80, 3107.24, 5842.60 y 9576.76 mg Cd/kg PS respectivamente (Fig. 7 B; Tabla 8 de Anexos).

La acumulación de cadmio en la raíz de *Reseda luteola* fue de de 3 a 14 veces mayor que en la parte aérea ($p < 0.05$).

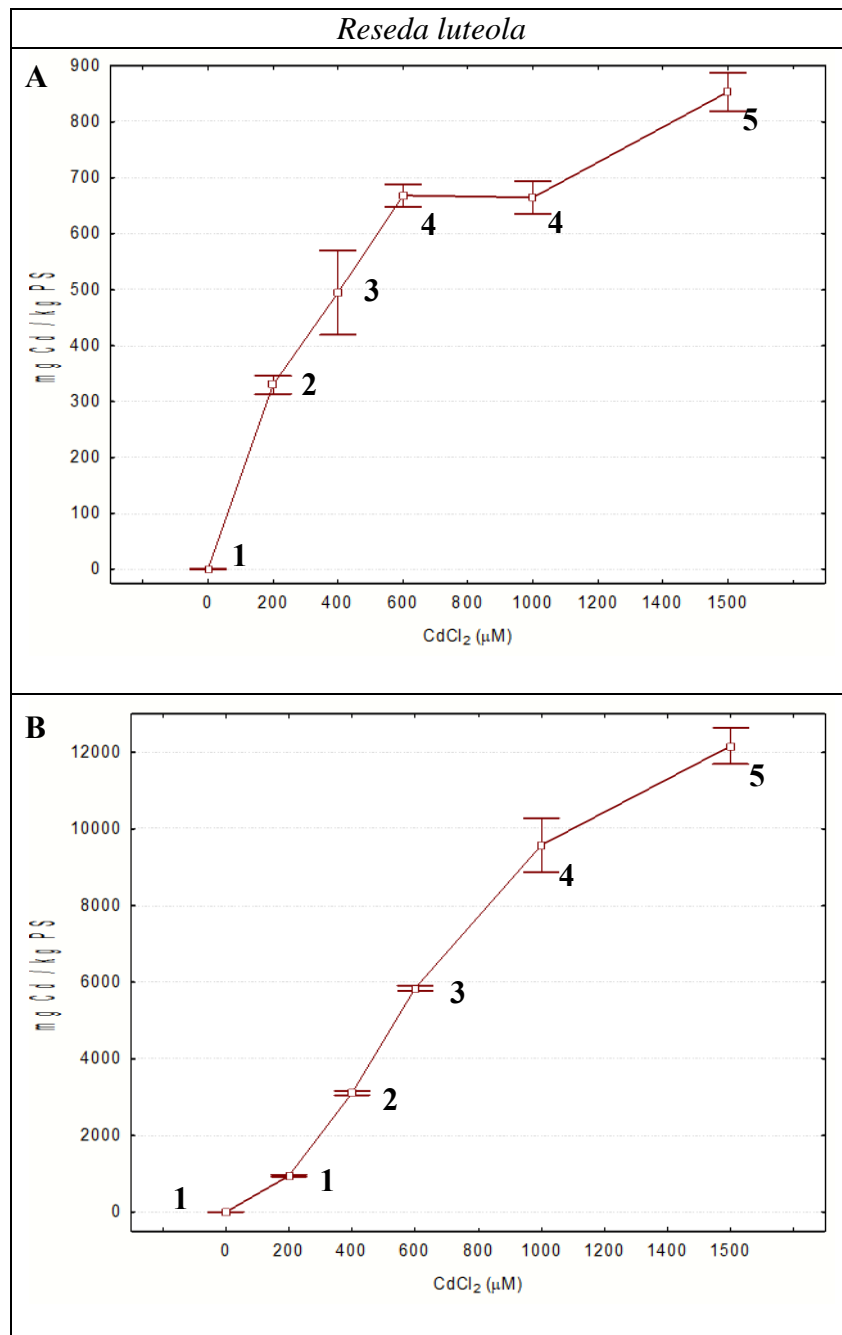


Figura 7. Acumulación de cadmio (mg Cd/kg PS) en la parte aérea (A) y subterránea (B) de *Reseda luteola* posterior a 14 días de exposición a diferentes concentraciones del metal (μM CdCl_2). Números diferentes denotan diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0.05$). Se grafican valores promedio \pm desviación estándar.

Los resultados obtenidos de la cuantificación de cadmio de cada uno de los órganos (raíz, tallo, hojas) de *Ricinus communis* se señalan en la Fig. 8 y en la Tabla 9 de Anexos.

De manera general, los niveles base del metal en el grupo control fueron mayores en la raíz y menores en hojas ($p < 0.05$). La acumulación del metal en cada uno de los órganos (raíz, tallo y hojas) de la especie presentó un comportamiento diferente entre sí.

En las hojas el tratamiento control presentó un nivel base de 6.59 (mg Cd/kg PS); la acumulación de cadmio fue significativa ($F=103,399$; $p < 0.05$); a medida que se incrementó el nivel experimental del metal hasta 400 $\mu\text{M CdCl}_2$ donde se dio la máxima acumulación que fue de 111.85 mg Cd/kg PS; en las plantas expuestas a 200, 600 1000 y 1500 $\mu\text{M CdCl}_2$ la acumulación en la hoja fue de 31.46, 42.29, 78.26 y 93.21 mg Cd/kg PS respectivamente (Fig. 8 A; Tabla 9 de Anexos).

En tallo el tratamiento control presentó un nivel base de 1.55 (mg Cd/kg PS); la acumulación de cadmio fue significativa ($F=625,354$; $p < 0.05$) conforme se incrementó el nivel experimental del metal hasta 1000 $\mu\text{M CdCl}_2$, que presentó la máxima acumulación 338.71 mg Cd/kg PS; en los grupos expuestos a 200, 400, 600 y 1500 $\mu\text{M CdCl}_2$ la acumulación en tallo fue de 110.67, 131.51, 146.83 y 133.90 mg Cd/kg PS respectivamente (Fig. 8 B; Tabla 9 de Anexos).

En raíz el tratamiento control presentó un nivel base de 43.01 (mg Cd/kg PS); la acumulación radicular de cadmio fue significativa ($F=164,004$; $p < 0.05$) conforme se incrementó el nivel experimental del metal hasta el tratamiento de 600 $\mu\text{M CdCl}_2$, donde se presentó la mayor acumulación con un nivel de 8,463.97 mg Cd/kg PS. En los tratamientos 200, 400, 1000 y 1500 $\mu\text{M CdCl}_2$ la acumulación fue de 2,271.98, 3,233.15, 8,463.97, 5,549.18 y 4,493.26 (mg Cd/kg PS) respectivamente (Fig. 8 C; Tabla 9 de Anexos).

Cabe destacar que en *Ricinus communis* la acumulación de cadmio en las raíces fue de entre 48 a 72 veces mayor que en las hojas ($p < 0.05$).

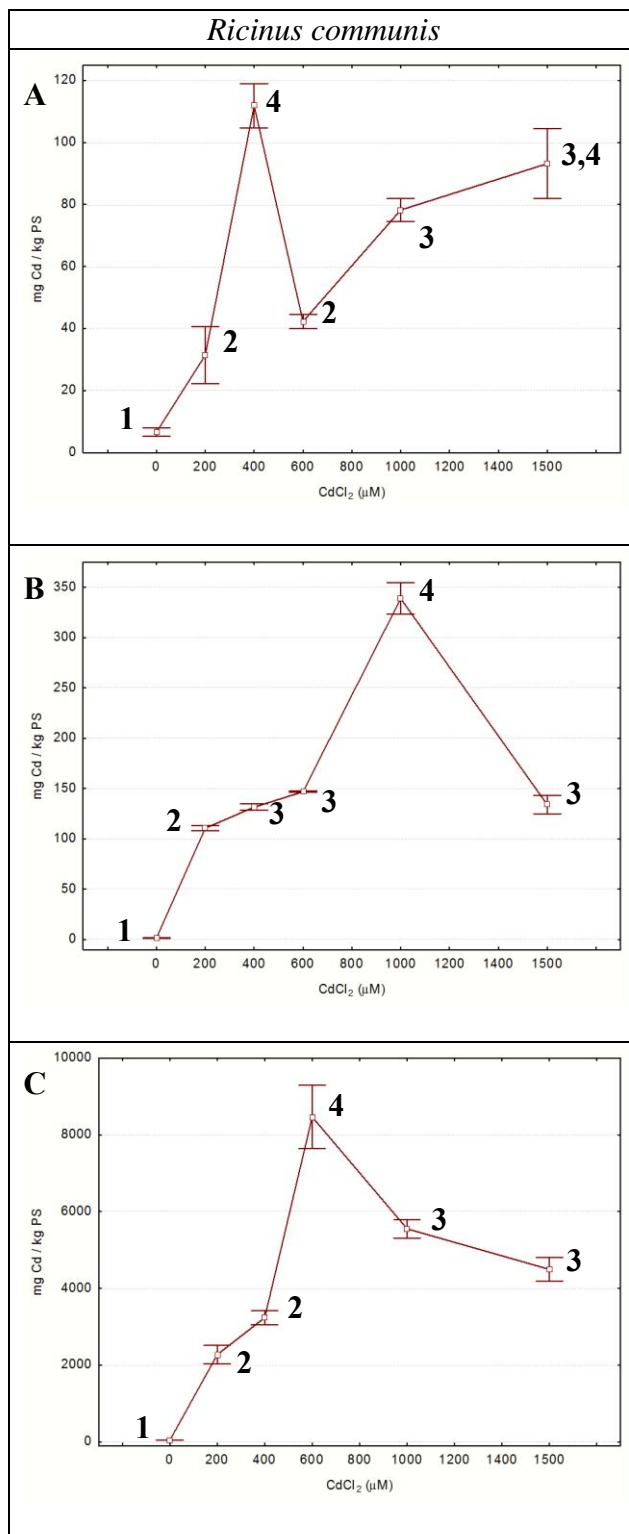


Figura 8. Acumulación de cadmio (mg Cd/kg PS) en hojas (A), tallo (B) y raíz (C) de *Ricinus communis* posterior a 14 días de exposición a diferentes concentraciones del metal (μM CdCl_2). Números diferentes denotan diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0.05$). Se grafican valores promedio \pm desviación estándar.

Para *Nicotiana glauca* los resultados obtenidos de la cuantificación de cadmio de cada uno de los órganos (raíz, tallo y hojas) se señalan en la Fig. 9 y en la Tabla 10 de Anexos.

De manera general, los niveles base del metal en el grupo control fueron mayores en la raíz y menores en hojas ($p < 0.05$). La acumulación del metal en hojas y tallo presentaron un comportamiento similar a diferencia de lo observado en la raíz.

En hojas el tratamiento control presentó un nivel base de 1.93 (mg Cd/kg PS); la acumulación de cadmio fue significativa ($F=214,533$; $p < 0.05$) conforme el nivel experimental del metal se incrementó a los 400 $\mu\text{M CdCl}_2$, donde se observó la máxima acumulación que fue de 255.95 (mg Cd/kg PS); las plantas expuestas a 200, 400, 600 y 1500 $\mu\text{M CdCl}_2$ presentan una acumulación de cadmio en las hojas de 247.67, 255.66, 176.24 y 239.76 mg Cd/kg PS respectivamente (Fig. 9 A; Tabla 10 de Anexos).

En tallo el tratamiento control presentó un nivel base de 1.07 (mg Cd/kg PS); la acumulación de cadmio fue significativa ($F=170,981$; $p < 0.05$); conforme el nivel experimental del metal se incrementó a los 400 $\mu\text{M CdCl}_2$, tal como ocurrió en las hojas, donde se presentó la máxima acumulación y fue de 368.90 (mg Cd/kg PS); para los grupos expuestos a 200, 600, 1000 y 1500 $\mu\text{M CdCl}_2$ la acumulación fue de 245.38, 329.92, 357.96 y 273.38 (mg Cd/kg PS) respectivamente (Fig. 9 B; Tabla 10 de Anexos).

En raíz la acumulación de cadmio fue significativa ($F=174,830$; $p < 0.05$) de acuerdo al incremento del metal hasta los 600 $\mu\text{M CdCl}_2$; el tratamiento control presentó un nivel base de 1.77 (mg Cd/kg PS) y la máxima acumulación del metal en raíz fue de 2,268.26 (mg Cd/kg PS) que se observó a 600 $\mu\text{M CdCl}_2$. En los tratamientos 200, 400, 1000 y 1500 $\mu\text{M CdCl}_2$ la acumulación de cadmio en la raíz corresponden respectivamente a 1,152.64, 2,085.56, 1,072.56 y 833.75 (mg Cd/kg PS) (Fig. 9 C; Tabla 10 de Anexos).

Cabe destacar que en *Nicotiana glauca* la acumulación de cadmio en las raíces es de 3 a 8 veces mayor que en las hojas ($p < 0.05$).

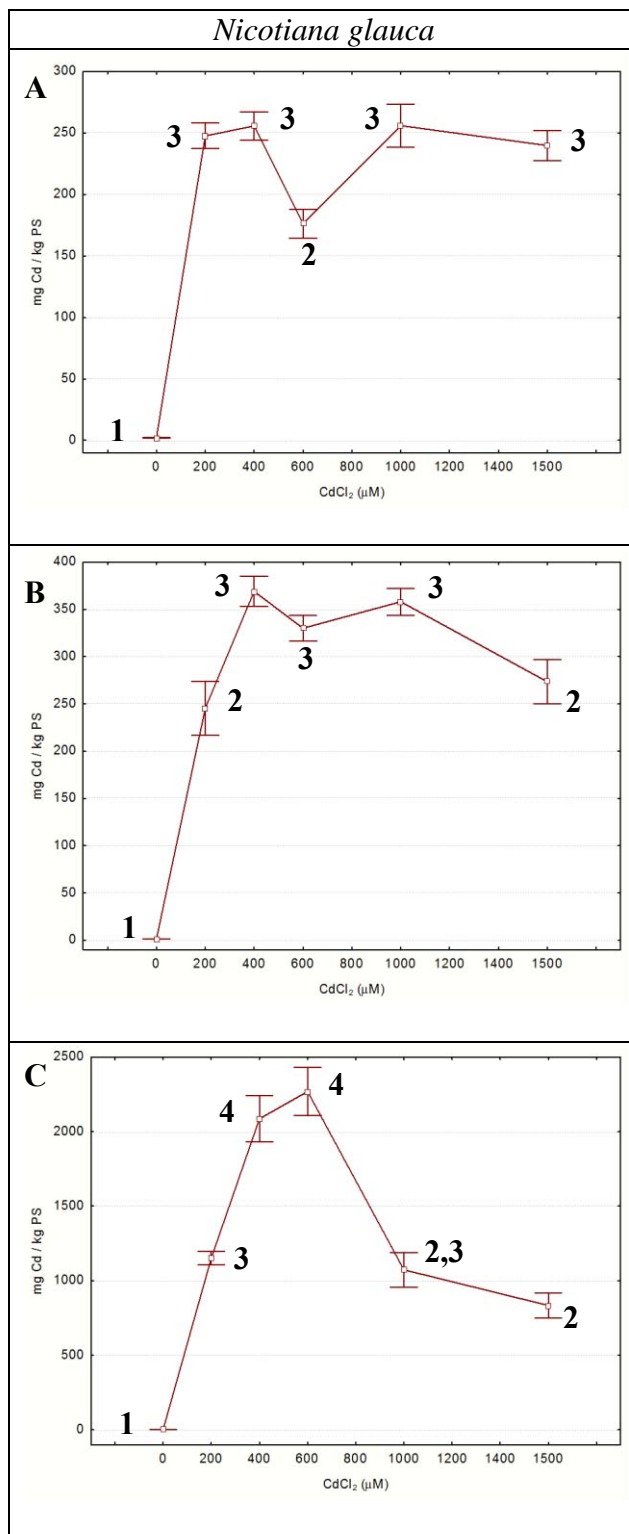


Figura 9. Acumulación de cadmio (mg Cd/kg PS) en hojas (A), tallo (B) y raíz (C) de *Nicotiana glauca* posterior a 14 días de exposición a diferentes concentraciones del metal ($\mu\text{M CdCl}_2$). Números diferentes denotan diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0.05$). Se grafican valores promedio \pm desviación estándar.

Los resultados obtenidos de la cuantificación de cadmio de cada uno de los órganos (raíz, tallo y hojas) de *Chenopodium ambrosioides*, se señalan en la Fig. 10 y en la Tabla 11 de Anexos.

De manera general, los niveles base del metal en el grupo control fueron mayores en la raíz y menores en hojas ($p < 0.05$). El comportamiento de la acumulación del metal en tallo y raíz es parecido entre sí, en tanto que en las hojas se da un comportamiento totalmente diferente respecto a los órganos anteriores.

En hojas el tratamiento control presentó un nivel base de 0.58 mg Cd/kg PS, la acumulación del cadmio fue significativa ($F=693,317$; $p < 0.05$) conforme el nivel experimental del metal se incrementó a los 200 μM CdCl₂ se obtuvo la máxima acumulación que fue de 23.87 (mg Cd/kg PS), en tanto que las plantas expuestas a 400, 600, 1000 y 1500 μM CdCl₂ la acumulación en las hojas fue de 6.69, 2.25, 4.27 y 11.82 (mg Cd/kg PS) respectivamente (Fig. 10 A; Tabla 11 de Anexos).

En tallo el tratamiento control presentó un nivel base de 2.64 (mg Cd/kg PS), la acumulación de cadmio fue significativa ($F=151,307$; $p < 0.05$) conforme se incremento el nivel experimental del cadmio se observó que la máxima acumulación fue de 106.37 (mg Cd/kg PS) a los 600 μM CdCl₂, en tanto que los grupos expuestos a 200, 400, 1000 y 1500 μM CdCl₂ la acumulación en tallo fue de 56.59, 74.08, 52.42 y 28.12 (mg Cd/kg PS) respectivamente (Fig. 10 B; Tabla 11 de Anexos).

En raíz el tratamiento control presentó un nivel base de 2.76 (mg Cd/kg PS); la acumulación de cadmio fue significativa ($F=100,456$; $p < 0.05$) mientras se fue incrementando el nivel experimental del metal hasta los 600 μM CdCl₂ donde se presentó la máxima acumulación del metal fue 982.49 (mg Cd/kg PS); tal como ocurrió en el tallo. En tanto que las plantas expuestas a los tratamientos 200, 400, 1000 y 1500 μM de CdCl₂ se presenta una acumulación radicular de 580.90, 682.31, 545.85 y 496.84 (mg Cd/kg PS) respectivamente (Fig. 10 C; Tabla 11 de Anexos).

Cabe destacar que en *Chenopodium ambrosioides* la acumulación de cadmio en las raíces fue de 41 y 220 veces mayor que en las hojas ($p < 0.05$).

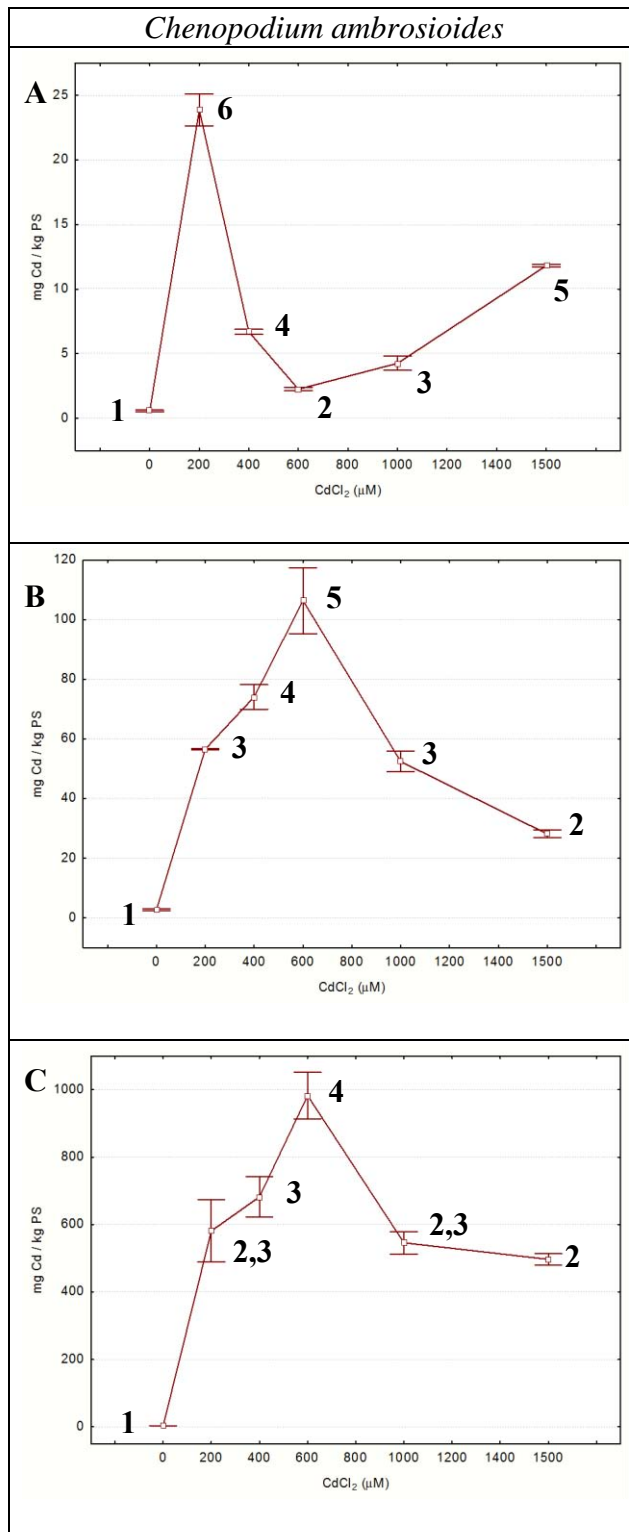


Figura 10. Acumulación de cadmio (mg Cd/kg PS) en hojas (A), tallo (B) y raíz (C) de *Chenopodium ambrosioides* posterior a 14 días de exposición a diferentes concentraciones del metal ($\mu\text{M CdCl}_2$). Números diferentes denotan diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0.05$). Se grafican valores promedio \pm desviación estándar.

8. Discusión

De las cuatro especies analizadas en el presente estudio *Reseda luteola*, *Ricinus communis*, *Nicotiana glauca* y *Chenopodium ambrosioides* se destacan varios aspectos.

Los resultados obtenidos en esta investigación demuestran que las especies empleadas tienen la capacidad de bioacumular elevadas concentraciones de cadmio, por lo que se les puede considerar como especies **hiperacumuladoras**, ya que todas superaron los 1000 mg Cd/kg de PS que es el mínimo establecido para que se les considere como tal (Lasat *et al.*, 2002, Brown *et al.*, 1995). Nascimento y Xing (2006) reportan que en el reino vegetal solo unas cuantas plantas tienen la capacidad de acumular metales pesados, y de estas plantas solo unas cuantas especies tienen el potencial de acumular en exceso metales tan tóxicos como el cadmio, ya que la mayoría de las especies que se reportan como plantas hiperacumuladoras de metales presentan una gran afinidad por aquellos menos tóxicos como el Ni (Reeves *et al.*, 1999; Peer *et al.*, 2003).

Como ha sido ampliamente descrito, el cadmio es uno de los elementos más tóxicos para la mayoría de los organismos (Ramírez, 2002; Evans, 1989). La exposición al metal en las plantas puede ocasionar diversas alteraciones, ya que interfiere con algunas reacciones del ciclo de Calvin en la fotosíntesis ocasionando una reducción en la clorofila y carotenoides, altera el metabolismo del nitrógeno y la fijación de CO₂ y ocasiona daño a las membranas biológicas (Shu-Fen y Chin-Yuan, 2006; Pankovic *et al.*, 2000). Estas alteraciones pueden ocurrir a mínimas concentraciones, Sobkowiak y Deckert (2003) reportan que en un cultivo celular de soya (*Glycine max*) en concentraciones superiores a 6 µM de Cd se inhibe el crecimiento celular; Yakimova *et al.* (2006) por su parte reportan que una dosis baja de cadmio puede inducir la muerte celular en un cultivo de células de jitomate (*Solanum lycopersicum*) ocasionada por un incremento en la producción de peróxido de hidrógeno, en tanto que Smeets *et al.* (2005) encuentran en plantas de frijol (*Phaseolus vulgaris*) severos trastornos bioquímicos y fisiológicos como peroxidación lipídica, retraso de crecimiento y clorosis, producto del estrés oxidativo ocasionado por el cadmio al acumular un promedio de 40 µg Cd/g PS.

Distintas especies vegetales denominadas hiperacumuladoras tienen la capacidad de acumular concentraciones elevadas de cadmio, tal como las especies vegetales empleadas en este estudio, las cuales no presentaron efectos adversos aparentes, ya que no se observaron alteraciones morfológicas y/o diferencias por especie en el tamaño de las plantas. El poder soportar estas concentraciones probablemente se debe a la presencia tanto de mecanismos de protección celular al cadmio (fitoquelatinas e inducción de proteínas de estrés), así como a estrategias fisiológicas de exclusión como la compartimentación, la inmovilización en pared celular y la exclusión en membranas plasmáticas, aunado al transporte de cadmio a larga distancia (Nikolić *et al.*, 2008; Sharma y Dietz, 2006; Carginale *et al.*, 2004; Lasat, 2002; Dan, 2001).

Cada una de las plantas que se analizaron en este estudio presentan un grado diferente de acumulación de cadmio y en consecuencia probablemente de sensibilidad al metal, lo cual puede deberse a que presentan diferentes estrategias y/o mecanismos de protección celular al metal (moleculares, bioquímicos o fisiológicos) ya antes mencionados para poder tolerar la toxicidad del cadmio. Al respecto Sharma y Dietz (2006) encuentran que hay plantas que presentan la capacidad de tolerar los metales hasta cierto límite en el cual se vuelven tóxicos cuando exceden la concentración del umbral específico a ese metal, respuesta que puede diferir entre organismos de la misma especie, entre especies distintas e incluso entre ecotipos. De tal manera operan mecanismos interespecíficos e intraespecíficos.

Entre los mecanismos más importantes de protección celular ante el efecto tóxico del cadmio se destaca la producción de compuestos ricos en azufre como las fitoquelatinas (FQ) y el glutatión (GSH), y se ha demostrado que el cadmio es un fuerte promotor para la síntesis de estas proteínas tan pronto es incorporado en las raíces o llega a las hojas (Pietrini, 2003). De Knecht *et al.* (1994) reportan que *Silene vulgaris* aumenta la síntesis de PC y GSH conforme aumenta el nivel de cadmio en el medio, evitando así los efectos tóxicos del metal.

Grill *et al.* (1987) fueron de los primeros investigadores que dieron cuenta del papel fundamental que tienen estos péptidos en la acomplejación de iones metálicos como estrategia de desintoxicación en plantas superiores. Jordan (2001) observó que estos péptidos impiden el ingreso del cadmio al citosol mediante fijación en la pared celular, así como la formación de complejos organo-metálicos, inmovilización por proteínas específicas como ácidos carboxílicos, malato, citrato y oxalato entre otros compuestos orgánicos, que unen e inactivan al ion para finalmente encapsularlo en vacuolas.

El grado de acumulación del cadmio que fue registrado en los diferentes tejidos vegetales de cada una de las especies bajo estudio, está dado por diversos procesos, por ejemplo Hinchman *et al.* (1998) mencionan que la transpiración es fundamental y que a través de este proceso las plantas pueden movilizar los nutrientes o compuestos tóxicos como el cadmio (presente en la solución acuosa del medio), a través de la raíz hacia los demás órganos, aunque también influyen otros factores como la eficiencia del transporte a través del simplasto radial y de la endodermis radicular, la actividad del xilema y el grado de accesibilidad y movilización del metal secuestrado, así como la actividad de rutas metabólicas (Clements, 2006) (Fig. 11).

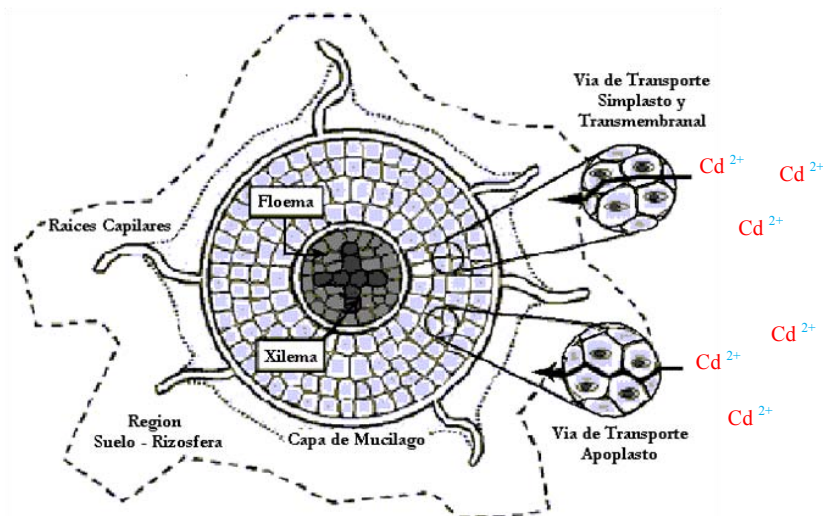


Figura 11. Esquema del corte transversal de una raíz primaria (modificado de Tsao, 2003). El cadmio ingresa a los tejidos a través de las raíces por medio del apoplasto y el simplasto, enviándolo al xilema donde se distribuye al resto de la planta (Van *et al.*, 2007).

De acuerdo a los resultados obtenidos en este estudio el grado de acumulación del cadmio en general, presentó el siguiente comportamiento: la mayor concentración de cadmio se registró en la raíz, posteriormente en tallo y por último en las hojas. Cabe destacar que solo en *Reseda luteola* se presenta una relación dosis-respuesta, donde el contenido del metal aumenta conforme aumenta la concentración en el medio, hasta llegar a un punto máximo de absorción después del cual, las plantas no tienen la capacidad de poder absorber más cadmio y se detecta una disminución en la capacidad de acumulación del cadmio en el tejido vegetal.

Los resultados obtenidos en este estudio son congruentes con lo reportado en la literatura, ya que la raíces de las plantas pueden absorber fácilmente el cadmio (Freitas, 2003; Norvell *et al.*, 2000) ya que al ser el órgano encargado del almacenamiento de las sustancias nutritivas (provenientes de las hojas) o de compuestos que extrae del suelo, tiene también la capacidad de acumular EPT's como el cadmio (Shu-Fen y Chin-Yuan, 2006).

El secuestro del metal a través de las células de la raíz se da mediante el transporte de membranas y un factor importante es la carga eléctrica del metal, que evita que los iones se difundan libremente a través de las membranas celulares lipofílicas y en el citosol (Lasat, 2002). Se ha demostrado que el secuestro de metales en la vacuolas de la raíz previene el desplazamiento a otros sitios de la planta (Bondada y Qiying, 2003; Jordan, 2001) por lo que la acumulación de cadmio ocurre en las células del parénquima de la exodermis radicular debido a las fitoquelatinas (Ederli *et al.*, 2004; Lasat, 2002). Previo a ser compartimentalizado, el cadmio forma complejos organo-metálicos que son transportados del xilema radicular a las hojas, dichos complejos reducen los efectos tóxicos del metal al interior de la célula (Tian-Hua y You-Zhang, 2003; Rauser, 1995).

A pesar de que tanto el tallo como las hojas no tienen como función primordial el almacenar sustancias o compuestos tóxicos, en las especies analizadas en el presente estudio se observó la incorporación en estos tejidos de cantidades relevantes de cadmio. Este comportamiento probablemente involucre la participación de estrategias similares a lo reportado por Cosio *et al.* (2005) quienes reportan que en *Thlaspi caerulescens* la acumulación de cadmio en hojas se da principalmente en la pared celular de las células epidérmicas, sitio en donde la actividad celular metabólica es menor, al igual que en los tricomas.

Como parte de los mecanismos de defensa o de desintoxicación a los metales Zhang *et al.* (2005) investigaron las reacciones fisiológicas que ocasiona el cadmio en el ajo (*Allium sativum*), reportando resultados que concuerdan con los obtenidos en el presente trabajo ya que la mayor parte del cadmio se acumuló en las raíces y otra parte fue trasladada y acumulada en las hojas. Estos investigadores observaron cambios en la actividad de las enzimas antioxidantes en las hojas, (la superóxido dismutasa (SOD), peroxidasa (POD) y catalasa (CAT)), cuya actividad fue inducida a consecuencia de las altas concentraciones en el medio (5 y 10 μM de CdCl_2) como parte de una estrategia general de defensa para hacer frente a la sobreproducción de oxígeno reactivo. Es probable que estos mecanismos también estén operando en las especies analizadas en el presente estudio para reducir los efectos adversos del metal.

Acorde a los niveles acumulados por las especies, en los tejidos vegetales analizados la magnitud de la incorporación del cadmio fue *R. luteola* > *R. communis* > *N. glauca* > *Ch. ambrosioides*.

De tal manera *R. luteola* destaca como una especie hiperacumuladora del cadmio idónea, que incorporó niveles promedio de 12,164.1 mg Cd/kg PS en la raíz bajo niveles experimentales externos de 1500 μM CdCl_2 . No obstante, *R. communis* también se propone como una especie prometedora ya que a pesar de que el grado de acumulación del cadmio no fue tan elevado como en *R. luteola* logro acumular 8,464 mg Cd/kg PS en 600 μM CdCl_2 . Una ventaja que presenta *R. communis* es que puede generar una mayor biomasa que compensa el grado de acumulación e incrementa incluso la cantidad del metal fitoextraído. Esta ventaja puede ser considerable a pesar de la aparente limitación que presenta *R. communis* en niveles externos de Cd mayores a 600 μM CdCl_2 donde si bien se reduce la incorporación del metal, los niveles acumulados aun son elevados (4,493mg Cd/kg PS en 1500 μM CdCl_2).

Moreno *et al.* (2005) y Moyukh y Singh (2005) señalan que una elevada producción de biomasa y un enraizamiento profundo, son características idóneas de las especies vegetales utilizadas en la recuperación de sitios contaminados, características que presenta *Ricinus communis*.

Los resultados obtenidos en el presente estudio denotan diferentes patrones en la acumulación de cadmio en los tejidos vegetales. En *R. luteola* la acumulación del metal es constante en la raíz y en la parte aérea, con una aparente saturación en a partir de 1000 μM CdCl_2 . En contraste, en *R. communis*, *N. glauca* y *Ch. ambrosioides* la máxima acumulación del metal en la raíz se observa en 600 μM CdCl_2 con una posterior reducción significativa (Fig. 12), en tanto que en la parte aérea la máxima acumulación se observa en diferentes concentraciones con una posterior disminución significativa, a excepción de *N. glauca* que presenta un comportamiento de saturación (Fig. 13).

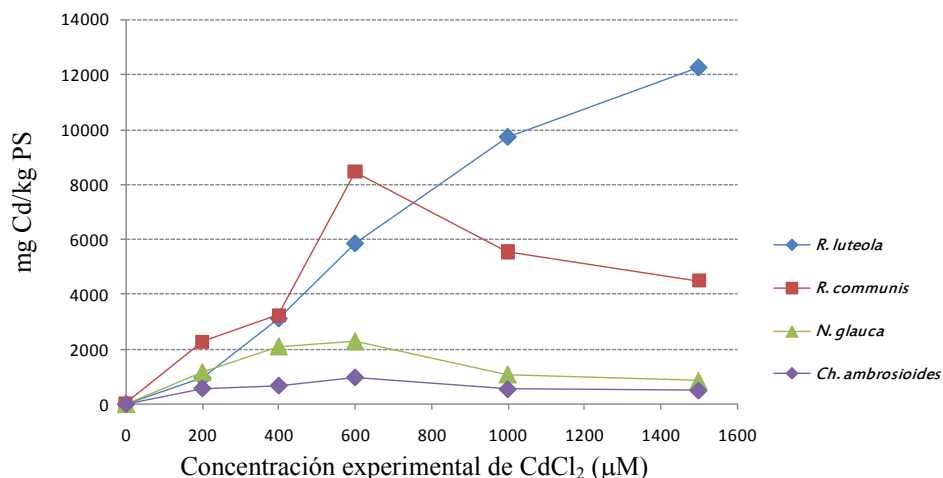


Figura 12. Acumulación del cadmio (mg Cd/kg PS) en las estructuras radicales de las especies evaluadas.

Este comportamiento sugiere la participación de varios procesos inter-relacionados. Por un lado es factible que como consecuencia de la acumulación del metal en las hojas de la planta, las tasas de fotosíntesis y por consiguiente evapotranspiración estén afectadas decayendo la concentración de cadmio en los tejidos (Van *et al.*, 2007; Sayed, 1997) a la vez, es probable que a partir de 600 μM CdCl_2 actúen mecanismos de desintoxicación y/o protección en las raíces reduciendo la sobre acumulación del metal y a través de los transportadores a larga distancia ocurra la distribución del metal a las partes aéreas como lo reportan Gong *et al.* (2003).

De Knecht *et al.* (1994) observaron, en plantas de *Silene vulgaris* expuestas a altas concentraciones de cadmio, la disminución en la concentración de cadmio en el tejido vegetal y aseguran que es poco probable que se deba a una reducción en la absorción del cadmio, atribuyen que la causa principal es ocasionada por la diferencia entre la cantidad de FQ's inducida por Cd en las raíces, debido a la actividad de la sintetasa de FQ's específicas, a la tasa de producción de FQ's, a la tasa de transporte de los complejos de FQ-Cd y al transporte del metal a través del tonoplasto. Es probable suponer que en *R. communis*, *N. Glauca* y *Ch. ambrosioides* expuestas a elevadas concentraciones del cadmio estén operando estos procesos.

Así mismo, es probable que otras estrategias de protección celular limiten la absorción radicular del metal en las especies estudiadas. Ederli *et al.* (2004) reportaron una depositación inusual de lignina en las raíces a causa de la exposición al cadmio, lo que limita la entrada de los iones metálicos como parte de la estrategia de la planta para evitar la toxicidad. Es muy probable que este proceso ocurra particularmente en *R. communis*, *N. glauca* y *Ch. ambrosioides* en las que se observa una disminución en el contenido de cadmio en la raíz a partir de 600 μM CdCl_2 en contraste con el comportamiento que presenta *R. luteola*, puede obedecer a una gran actividad metabólica que evita los efectos tóxicos del cadmio (Fig. 12).

El grado de acumulación que presentan las partes aéreas (tallos y hojas) de las especies evaluadas se da de la siguiente forma: *R. luteola* es la especie con el mayor grado de acumulación, seguida por *N. glauca*, *R. Communis*, y *Ch. ambrosioides*. Se observa que hay una disminución en la concentración de cadmio a partir del tratamiento de 400 μM hasta los 600 μM , en donde a partir de este punto nuevamente se incrementa la concentración del metal en el tejido vegetal, esto ocurre con *R. Communis*, *N. glauca* y *Ch. ambrosioides* siendo más notorio en las primeras dos especies; el descenso registrado sugiere la participación de varios procesos inter-relacionados tal como lo mencionamos anteriormente, debido principalmente al transporte y movilización del metal a las raíces a las partes aéreas por los “transportadores a larga distancia”, que son un mecanismo de desintoxicación que evita la sobre acumulación del metal en raíces (Gong *et al.*, 2003). Hay que tomar en cuenta que las hojas son la parte caduca de la planta, y muy probablemente sea el mecanismo fisiológico por el cual las plantas puedan eliminar del interior de sus tejidos al cadmio (Fig. 13).

En el caso de *R. luteola* no ocurre la misma situación, ya que esto se debe a que presenta diferentes capacidades para poder tolerar niveles tan altos niveles de cadmio, debido a los mecanismos tanto bioquímicos como fisiológicos que pudieran estar involucrados (Fig. 13).

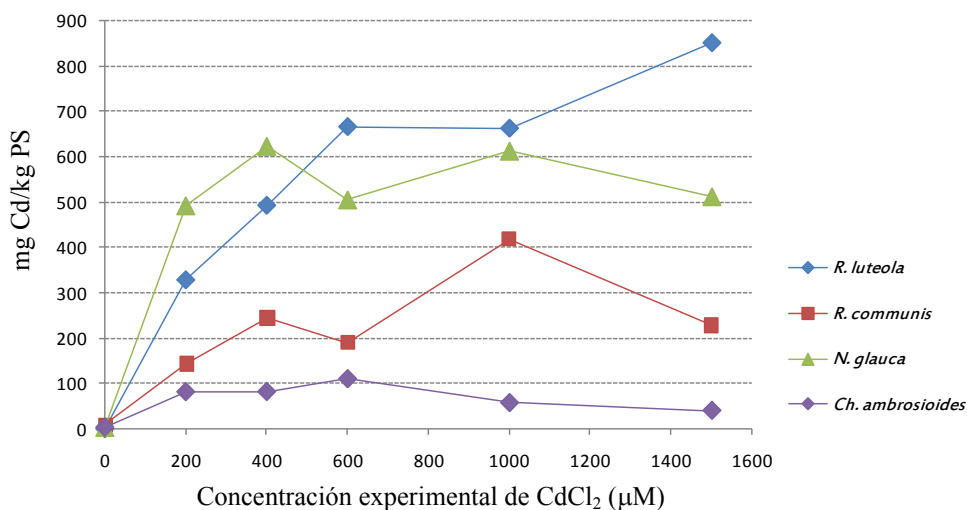


Figura 13. Grado de acumulación del cadmio (mg Cd/kg PS) de las estructuras aéreas (tallo y hojas) en las especies evaluadas.

Un factor adicional que puede estar determinando la incorporación de cadmio en el interior de la plantas es el tipo de raíz que presenta cada una de las especies (Fig. 14). *Reseda luteola* es la especie que presentó una máxima acumulación de cadmio en la raíz, y morfológicamente también es la especie que tiene una raíz notoriamente más prominente y abundante con una gran cantidad de pelos radiculares, los que le brindan a la planta una gran superficie de contacto con el suelo y por consiguiente con el metal. En contraste, *Chenopodium ambrosioides* fue la especie que acumuló la menor cantidad de cadmio y es la especie que presenta la raíz más pequeña, la cual es somera y poco ramificada por lo que posee una superficie de contacto reducida. Entre estas dos especies tanto *Ricinus communis* como *Nicotiana glauca* presentan raíces de tamaño mediano, aunque la raíz de *Ricinus communis* es ligeramente más grande y robusta que la de *Nicotiana glauca*.

La raíz como un órgano estructural es fundamental para la acumulación de nutrientes o de contaminantes, el tipo de raíz y su morfología determinan a la vez la superficie de contacto con los elementos tóxicos. Así, cada una de las especies empleadas en el presente estudio presentan un tipo de raíz que les confiere características particulares de áreas de adsorción y absorción en el medio en el que se encuentran. En torno a la raíz ocurren numerosos procesos como la disponibilidad, la precipitación y la absorción de iones (De Felipe 2004; Gordon *et al.*, 1999; Young 1998). Si bien, también la raíz representa el primer obstáculo a la acumulación selectiva de iones metálicos (Cataldo, 1978), las plantas hiperacumuladoras a EPT's pueden aumentar su solubilidad mediante la liberación al medio de agentes quelantes a través de las raíces (ácidos débiles, sales neutrales y ácidos quelantes) (Nascimento *et al.*, 2006), los cuales favorecen la extracción de metales pesados como el cadmio (Qiana *et al.*, 1996). En las plantas analizadas en el presente trabajo estos procesos son relevantes para ser abordados en estudios futuros.

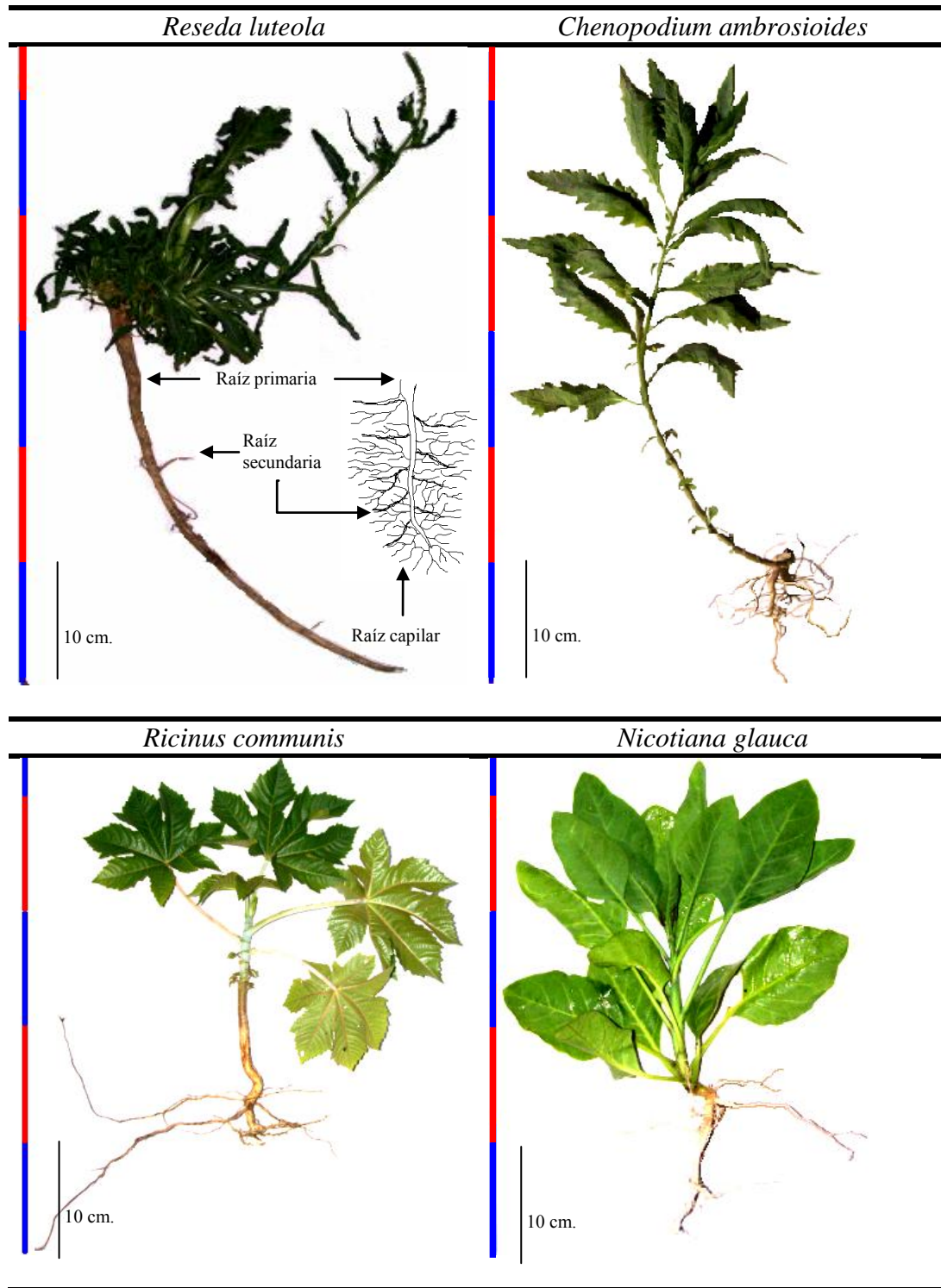


Figura 14. Morfología de cada una de las especies empleadas en este estudio. Las plantas se presentan a escala (barra izquierda) para efectos comparativos. Debido al manejo de las muestras, los pelos radiculares de *R. luteola* no se pudieron recuperar quedando sólo algunas raíces secundarias por lo que se incluye un esquema de la morfología de su raíz.

En México son limitados los estudios que analizan especies vegetales con potencial de acumulación de EPT's para la descontaminación de sitios. Ginocchio *et al.* (2004) señalan que para América Latina existen reportadas 172 especies de plantas hiperacumuladores y tolerantes a EPT's, de las cuales solo se reportan 2 taxones con la capacidad de acumulación de cadmio; en este estudio no se reportan especies en México, a pesar de que en el país existen una gran cantidad de sitios contaminados por metales pesados susceptibles a ser remediados (Dos Santos *et al.*, 2006).

De las especies empleadas en este estudio no se han encontrado reportes donde evalúen la capacidad de acumulación al cadmio, sin embargo, se encontraron reportes en donde se han evaluado con otro tipo de EPT's como en el caso de *Ricinus communis* Rodríguez *et al.* (2006) evaluaron su capacidad de acumulación al plomo (6.8 mg Pb/kg PS). Para *Nicotiana glauca* se reportan que esta especie puede crecer en suelos mineros y tiene la capacidad de acumular diferentes metales como cobre (42 mg/kg PS), zinc (2600 mg/kg PS) y plomo (1500 mg/kg PS) (Martínez *et al.*, 2006; Barazani *et al.*, 2004; Sathiyamoorthy *et al.*, 1997).

Bhargava *et al.* (2007) evaluaron la capacidad de acumulación del Fe, Zn, Cu, Ni, Cr y Cd para especies pertenecientes al género *Chenopodium* (*Ch. quinoa*, *Ch. berlandieri*, *Ch. bushianum*, *Ch. giganteum*, *Ch. murale*, *Ch. album* y *Ch. ugandae*), con el fin de usar algunas de estas especies en la fitoextracción de EPT's. Los resultados denotan que *Ch. quinoa* logró acumular 221.56, 137.19 y 134.2 mg/kg PS de Ni, Cr y Cd respectivamente; pero no se encontró reportes para la especie de *Chenopodium ambrosoides*. En el caso de *Reseda luteola* no se han encontrado reportes donde se evalúa su potencial de acumulación a EPT's.

De tal manera, el presente estudio constituye una relevante aportación ya que se proponen 4 especies vegetales mexicanas silvestres con gran capacidad de acumulación de cadmio. A la vez, el presente estudio aporta conocimientos valiosos para el desarrollo de nuevas alternativas tecnológicas de remediación de sitios contaminados por EPT's principalmente cadmio.

9. Conclusiones

De una amplia diversidad de plantas que se encuentran presentes en Xochimilco, se identificaron 10 especies vegetales con potencial de acumulación de cadmio, por lo que Xochimilco debería de ser considerado como un banco de germoplasma de especies con capacidades de acumulación a EPT's.

De las especies identificadas con potencial se seleccionaron cuatro (*Reseda luteola*, *Ricinus comunis*, *Nicotiana glauca* y *Chenopodium ambrosioides*) para determinar su capacidad de bioacumulación de cadmio. Las cuatro especies seleccionadas se pueden considerar como hiperacumuladoras al cadmio, ya que lograron acumular concentraciones mayores al límite establecido de 1000 mg Cd/kg PS para que sean consideradas como tal.

Reseda luteola fue la especie que bioacumuló la mayor cantidad de cadmio, seguida de *Ricinus comunis*, *Nicotiana glauca* y finalmente *Chenopodium ambrosioides*.

Ricinus comunis es una especie prometedora para ser utilizada en la recuperación de sitios contaminados con cadmio, debido a su elevada producción de biomasa y el grado de acumulación de dicho metal que puede alcanzar.

Cada una de las especies evaluadas en este estudio presentaron diferentes niveles de acumulación de cadmio en sus tejidos, lo cual puede obedecer a diferentes estrategias específicas de cada especie tanto bioquímicas como fisiológicas que les permite tolerar elevadas concentraciones del ion tanto en el medio externo como en el interior de los tejidos.

Al determinar la concentración de cadmio en los diferentes tejidos de las cuatro especies, la raíz fue el órgano que presentó la mayor acumulación del metal seguido por tallo y hojas. La estructura de la raíz puede estar desempeñando un papel importante en el grado de acumulación del cadmio ya que se observó que *Reseda luteola*, especie que presentó la mayor concentración del metal, posee una raíz grande y muy ramificada a diferencia de las demás especies estudiadas. Así, el sistema radicular puede ser un factor que esté determinando el grado de acumulación del metal, aunado a cada una de las estrategias bioquímicas y fisiológicas que puedan presentar cada una de las especies vegetales empleadas en este estudio.

10. Recomendaciones

La exploración y evaluación de especies vegetales silvestres con potencial de bioacumulación de cadmio, es un aporte al desarrollo de tecnologías como la fitorremediación y la limpieza de sitios contaminados por este elemento en el país.

Un punto muy importante es el evaluar la capacidad de las especies vegetales propuestas en diferentes sitios contaminados por EPT's, para así analizar su comportamiento *in situ*.

El empleo en un sitio contaminado de diferentes especies de plantas hiperacumuladoras que presenten una morfología radicular diversa, podría ayudar a cubrir una mayor área en la superficie del suelo.

Se sabe que hay plantas que tienen la capacidad de poder acumular más de un tipo de EPT's, por lo que se debería de analizar la capacidad que tienen las especies vegetales empleadas en este estudio para acumular algún otro tipo de EPT's.

El comprender a fondo las diferentes estrategias de protección celular y desintoxicación al cadmio que presentan cada una de las especies vegetales aquí empleadas, podría aportar herramientas valiosas para su aplicación en sitios contaminados. Así, el presente trabajo podría ser complementado al estudiar temas más detallados como: localización a nivel subcelular de los sitios de depósito final en los que queda contenido el cadmio, y el análisis de los compuestos de tipo orgánicos que están actuando tanto en la rizosfera como al interior de la planta para inmovilizar el cadmio.

De las plantas empleadas en este estudio el Epazote (*Chenopodium ambrosioides*) es un elemento ampliamente utilizado en la cocina Mexicana, por lo que hay que tener una consideración especial debido a la capacidad de acumular EPT's como el cadmio, ya que su consumo podría representar un riesgo para la salud humana dependiendo el tipo de suelo agrícola, del grado de contaminación que pueda presentar y según el grado de biodisponibilidad de los EPT's.

11. Literatura citada

- Alonso J., García M., Pérez-López, M. y Melgar M. (2004) **Acumulación de metales pesados en macromicetos comestibles y factores que influyen en su captación.** *Revista de Toxicología* 21:1697-0748.
- Anderson C., Brooks R., Stewart R. and Simcock R. (1998) **Harvesting a crop of gold in plants.** *Nature* 395:553–554.
- Balestrasse K., Gallego S., Benavides M. and Tomaro M. (2005) **Polyamines and proline are affected by cadmium stress in nodules and roots of soybean.** *Plant Soil* 270: 343-353.
- Barazani O., Sathiyamoorthy P., Manandhar U., Vulkan R. and Golan-Goldhirsh A. (2004) **Heavy metal accumulation by *Nicotiana glauca* Graham in a solid waste disposal site.** *Chemosphere* 54:867-872.
- Barceló I., Solís H., González C., Bussy A., Ávila P. y García J. (1999) **Determinación experimental de las especies de Fe, Mn y Cu en el agua de la presa J. A. Alzate, Estado de México.** *Revista de la Sociedad Química de México* 43:43-49.
- Barceló J. and Poschenrieder C. (2003) **Phytoremediation: principles and perspectives.** *Contributions to science* 2:333-344.
- Barceló J., Poschenrieder C., Andreu I. and Gunsé B. (1986) **Cadmium-induced decrease of water stress resistance in bush bean plants (*Phaseolus vulgaris* L.); Effects of Cd on water potential, relative water content and cell wall elasticity.** *Journal Plant Physiology* 125:17-25.
- Bernal C., Clemente C., Vázquez R. y Walker D. (2007) **Aplicación de la fitorremediación a los suelos contaminados por metales pesados en Aznalcóllar.** *Ecosistemas* 16:67-76.
- Bhargava A., Shukla S., Srivastava J., Singh N. and Ohri D. (2007) ***Chenopodium*: a prospective plant for phytoextraction.** *Acta Physiologiae Plantarum* Aug 4.
- Bondada B. R. and Qiying M. L. (2003) **Tolerance of heavy metals in vascular plants: arsenic hyperaccumulation by chinese, brake fern (*Pteris vittat* L.).** Cap. 28: 397-420. In: Chandra S. and M. Srivastava (Eds.). *Pteridology in The New Millennium.* Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- Brown S., Chaney R., Angle J. and Baker A. (1995) **Zinc and Cadmium Uptake by Hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* Grown in Nutrient Solution Soil.** *Science Society of America Journal* 59:125-133.

- Cajuste L., Vázquez A., Siebe G., Alcántar G. y De la Isla de Bauer M. (2001) **Cadmio, Níquel y Plomo en agua residual, suelo y cultivos en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México.** *Agrociencia* 35:267-274.
- Carginale V., Sorbo S., Capasso C., Trinchella F., Cafiero G., and Basile A. (2004) **Accumulation, localization, and toxic effects of cadmium in the liverwort *Lunularia cruciata*.** *Protoplasma* 223:53–61.
- Castañé P., Topalián M., Cordero R. y Salibián A. (2003) **Influencia de la especiación de los metales pesados en medio acuático como determinante de su toxicidad.** *Revista de Toxicología* 20:13-18.
- Cataldo D. and Wildung R. (1978) **Soil and plant factors influencing the accumulation of heavy metals by plants.** *Environmental Health Perspectives* 27:149-159.
- Chaney R. (1997) **Soil cadmium as a threat to human health** In: Iskander, I.K., Hardy, S.E., Chang, A.C., Pierzynski, G.M. (Eds.), *Extended Abstracts of the Fourth International Conference on Biogeochemistry of Trace Elements*, 671–672.
- Chaudri A., Allain C., Badawy S., Adams M., Mc Grath and Chambers B. (2001) “Cadmium content of wheat grain from a long-term field experiment with sewage sludge” *Journal Environmental Quality*. 30:1575–1580.
- Clements S. (2006) **Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants.** *Biochimie* 88:1707–1719.
- Cobbett C. and Goldsbrough P. (2002) **Phytochelatins and metallothioneins: roles in heavy metal detoxification and homeostasis.** *Annual Review of Plant Biology* 53:159-182.
- Cook M. and Morrow H. (1995) **Anthropogenic sources of cadmium in Canada. National Workshop on Cadmium Transport into Plants.** *Canadian Network of Toxicology Centers* June 20-21.
- Cooke J. and Johnson M. (2002) **Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice.** *Environmental Review* 10:41–71.
- Cosio C., De Santis L., Frey B., Diallo S. and Keller C. (2005) **Distribution of cadmium in leaves of *Thlaspi caerulescens*.** *Journal of Experimental Botany* 56:765-775
- Dan T. (2001) **Phytoremediation of metal contaminated soils: metal tolerance and metal acumulation in *Pelargonium* sp.** University of Guelph.
- De Felipe A. (2004) **Interacciones microorganismos-suelo-plantas en la preservación del medio ambiente y la salud.** *Anales de la Real Academia Nacional de Farmacia* 70:743-776.

- De Knecht J., Dillen M., Koevoets P., Schat H., Verkleij J. and Who E. (1994) **Phytochelatin in Cadmium-Sensitive and Cadmium-Tolerant *Silene vulgaris* (Chain Length Distribution and Sulfide Incorporation)**. *Plant Physiology* 104:255-261
- Dickinson N. (2006) **phytoremediation of industrially-contaminated sites using trees** **Phytoremediation of Metal-Contaminated**. *Soils* 68:229-240.
- Dong-Mei Z., Yu-Jun W., Long C., Xiu-Zhen H. and Xiao-San L. (2004) **Adsorption and cosorption of cadmium and glyphosate on two soils with different characteristics**. *Chemosphere* 57:1237–1244.
- Doyle J., Marshall R. and Pfander W. (1975) **Effects of Cadmium on the Growth and Uptake of Microorganisms**. *Applied Microbiology* 29:562–564.
- Ederli L., Reale L., Ferranti F. and Pasqualini S. (2004) **Responses induced by high concentration of cadmium in *Phragmites australis* roots**. *Physiologia plantarum* 121:66-74.
- Erakhrumen A. (2007) **Phytoremediation: an environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation in developing countries**. *Educational Research and Review* 2:151-156.
- Evans L. (1989) **Chemistry of metal retention by soils**. *Environmental Science Technologies* 23:1046-1056.
- Fleischer M., Sarofim A., Fassett D., Hammond P., Shacklette H., Nisbet I. and Epstein S. (1974) **Environmental impact of cadmium: a review by the Panel on Hazardous Trace Substances**. *Environ Health Perspectives* 7:253–323.
- Flores D., Hernández S., Alcalá M. and Maples V. (1992) **Total contents of cadmium copper, manganese and zinc in agriculture soils irrigated with wastewater from Hidalgo México**. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 8:37-46.
- Freitas Z. (2003) **Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cadmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um latossolo vermelho amarelo distrófico** Instituto Agronômico Brasil.
- Ghosh M. and Sing S. (2005) **A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts**. *Applied Ecology and Environmental Research* 3:1-18.
- Gichner T., Patková Z., Száková J. and Demnerová K. (2004) **Cadmium induces DNA damage in tobacco roots, but no DNA damage, somatic mutations or homologous recombination in tobacco leaves**. *Mutation Research* 559:49–57.
- Glass D. (2000) **Economical potential of phytoremediation**. In: **I. Raskin and B.D. Ensley, Editors, Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment**. John Wiley and Sons, New York 15–31.

- Gong Ji-Ming, Lee D., and Schroeder J. (2003) **Long-distance root-to-shoot transport of phytochelatins and cadmium in Arabidopsis** *PNAS* 100:10118-10123.
- González-Balcazar M. (1999) **Aplicación del tratamiento de biorremediación para los sitios contaminados de residuos peligrosos homogéneos** FES Zaragoza UNAM.
- Gordon E., Foster A. and Ostergren J. (1999) **Mineral surfaces and bioavailability of heavy metals: A molecular-scale perspective.** *PNAS* 96:3388-3395.
- Greger M., Wang Y. and Neuschütz C. (2005) **Absence of Hg transpiration by shoot after Hg uptake by roots of six terrestrial plant species.** *Environmental Pollution* 134:201-208.
- Grill E., Winnacker E. and Zenk M. (1987) **Phytochelatins, a class of heavy-metal-binding peptides from plants, are functionally analogous to metallothioneins.** *PNAS* 84:439-443.
- Guerinot M. (2000) **The ZIP family of metal transporters.** *Biochimica et Biophysica Acta* 1465:190-198.
- Haag-Kerwer A., Schäfer H., Heiss S., Walter C. and Rausch T. (1999) **Cadmium exposure in *Brassica juncea* causes a decline in transpiration rate and leaf expansion without effect on photosynthesis.** *Journal of Experimental Botany* 50: 1827-1835.
- Hall G., Mc Laurin A. and Garrett R. (1998) **Assessment of the 1M NH₄NO₃ extraction protocol to identify mobile forms of Cd in soils.** *Journal of Geochemical Exploration* 64:153-159.
- Hansberg T. (2002) **Biología de las especies de oxígeno reactivas** (Eds). Cea Bonilla A, del Arenal Mena IP, Riveros Rosas H, Vázquez-Contreras E. *Mensaje Bioquímico* 26:19-54.
- Hawley (1993) **Diccionario de química y de productos químicos** Barcelona, Ed. Omega.
- Hinchman R., Negri M. and Gatliff E. (1996) **Phytoremediation: Using Green Plants to Clean up Contaminated Soil, Groundwater, and Wastewater.** Conference, "Nuclear and Hazardous Waste Management International Topical Meeting," Seattle, WA, Aug. 18-23.
- Hirata K., Tsuji N. and Miyamoto K. (2005) **Biosynthetic Regulation of Phytochelatins, Heavy Metal-Binding Peptides.** *Journal of Bioscience and Bioengineering* 100: 593–599.
- Hursthouse A. (2001) **The relevance of speciation in the remediation of soil and sediments contaminated by metallic element-an overview and examples for Central Scotland, UK.** *Journal Environmental Monitoring* 3:49-60.

- Järup L. (2003) **Hazards of heavy metal contamination.** *British Medical Bulletin* 68:167-182.
- Jianwei W., Blaylock J. Kapulnik Y. and Ensley B. (1998) **Phytoremediation of Uranium-Contaminated Soils: Role of Organic Acids in Triggering Uranium Hyperaccumulation in Plants.** *Environmental Science Technology* 32:2004–2008.
- Jiménez C. (2001) **La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada.** Ed. Limusa, Colegio de Ingenieros Ambientales de México UNAM, México.
- Kartosentono S., Suryawati S., Indrayanto G. and Zaini N. (2002) **Accumulation of Cd²⁺ and Pb²⁺ in the suspension cultures of *Agave amaniensis* and *Costus speciosus* and the determination of the culture's growth and phytosteroid content.** *Biotechnology Letters* 24:687-690.
- Kidd P., Becerra C., García L. y Monterroso C. (2007) **Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: el género *Alyssum L.*** *Revista Ecosistemas* 27-44.
- Kim I., Kang K., Johnson-Green and Lee E. (2003) **Investigation of heavy metal accumulation in *Polygonum thunbergii* for phytoextraction.** *Environmental Pollution* 126:235-243.
- Kirkham M. (2006) **Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments.** *Geoderma* 137:19-32.
- Kraemer S. and Hering J. (2004) **Biogeochemical controls on the mobility and bioavailability of metals in soils and groundwater.** *Aquatic Sciences* 66:1–2.
- Lasat M. (2002) **Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Biological Mechanisms.** *Journal Environmental Quality* 31:109–120.
- Lena Q. and Gade N. (1997) **Chemical Fractionation of Cadmium, Copper, Nickel, and Zinc in Contaminated Soils.** *Journal of Environmental Quality* 26:259-264.
- Loayza P. (2008) **Metales pesados en los cultivos.** *Boletín Electrónico Informativo Sobre Productos y Residuos Químicos* 37:1-4.
- López-Martínez S., Gallegos-Martínez M., Pérez-Flores L. y Gutiérrez R. (2005) **Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con moléculas orgánicas xenobioticas.** *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 21:1-100.
- Macek T., Macková M. and Ká J. (2000) **Exploitation of plants for the removal of organics in environmental remediation.** *Biotechnology Advances* 18:23-34.

- Mackenzie F., Lantzy R. and Paterson V. (1979) **Global Trace Metal Cycles and Predictions Mathematical**. *Geology* 11:99-142.
- Marcano L., Carruyo I. y Montiel X. (2001) **Alteraciones citológicas inducidas por el cadmio en células meristemáticas de raíces de cebolla (*Allium cepa* L.)**. *Revista Facultad de Agronomía* 18:247-257.
- Martínez Y. y Rivero C. (2005) **Evaluación de diferentes métodos para determinar las fracciones de metales pesados presentes en el suelo**. *Revista Ingeniería UC* 12:14-20.
- Martínez M., Bernalb P., Almelac C., Vélez D., García-Agustín P., Serrano R. and Navarro-Aviñón J. (2006) **An engineered plant that accumulates higher levels of heavy metals than *Thlaspi caerulescens*, with yields of 100 times more biomass in mine soils**. *Chemosphere* 64:478-485.
- Mc Grath S., Zhao F. and Lombi E. (2001) **Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal-contaminated soils**. *Plant and Soil* 232:207–214.
- Mc Gregor A. (1975) **Analysis of control methods: mercury and cadmium pollution**. *Environ Health Perspectives* 12:137–148.
- Memon A., Aktoprakligil D., Özdemir A. and Vertii A. (2001) **Heavy Metal Accumulation and Detoxification Mechanisms in Plants Turkey**. *Journal Botany* 25:111-121.
- Millis P., Ramsey M. and John E. (2004) **Heterogeneity of cadmium concentration in soil as a source of uncertainty in plant uptake and its implications for human health risk assessment**. *Science of the Total Environment* 326:49-53.
- Mohan B. and Agrawal P. (2006) **Is phytoremediation the solution for arsenic contamination of groundwater in India and Bangladesh?**. *Current science* 90:476-478.
- Montes-Bayón M., Yanes E. G., Ponce de León C., Jayasimhulu K., Stalcup A., Shann J. and Caruso J. (2002) **Initial studies of selenium speciation in *Brassica juncea* by LC with ICPMS and ES-MS detection: an approach for phytoremediation studies**. *Analytical Chemistry* 74:107-113.
- Moreno S., Saavedra E., Mendoza C. y Rodríguez E. (2005) **El análisis del control de flujo como herramienta en la manipulación de vías metabólicas**. *Mensaje Bioquímico* 29:181-223.
- Morikawa H. and Özgür E. (2003) **Basic processes in phytoremediation and some applications to air pollution control**. *Chemosphere* 52:1553–1558.
- Moyukh G. and Singh S. (2005) **A comparative study of cadmium phytoextraction by accumulator and weed species**. *Environmental Pollution* 133:365–371.

- Mulligan C., Yong R. and Gibbs B. (2001) **Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation** *Engineered Geology* 60: 193–207.
- Nascimento A. and Xing B. (2006) **Phytoextraction: a review on enhanced metal availability and plant accumulation.** *Science Agric* 63:299-311.
- Navarro A., Ramos K., Campos K. y Maldonado H. (2006) **Elucidación del efecto del pH en la adsorción de metales pesados mediante polímeros naturales: cationes divalentes y superficies activas.** *Revista Iberoamericana de Polímeros* 7:113-126
- Navarro A., Aguilar A., y López-Moya J. (2007) **Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas.** *Ecosistemas* 16:10-25.
- Nishanta R., Kathleen M. and Pavicevic P. (2006) **Phytoremediation: an affordable green technology for the Clean-up of metal-contaminated sites in sri lanka Cey.** *Journal Science (Bio. Sci.)* 35:25–39.
- Nikolić N., Kojić D., Pilipović A., Pajević S., Krstić B., Borišev M. and Saša Orlović (2008) **Responses of hybrid poplar to cadmium stress: photosynthetic characteristics, cadmium and proline accumulation, and antioxidant enzyme activity.** *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica* 50:95–103.
- Norvell W. A., Wu J., Hopkins D. and Welch R. (2000) **Association of Cadmium in Durum Wheat Grain with Soil Chloride and Chelate-Extractable Soil Cadmium Soil.** *Science Society American Journal* 64:2162–2168.
- Nriagu J. and Pacyna J. (1988) **Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals.** *Nature* 333:134–139.
- Pankovic D., Plesnicar M., Arsenijevic-Maksimovic I., Petrovic N., Sakac Z. and Kastori R. (2000) **Effects of nitrogen nutrition on photosynthesis in Cd-treated sunflower plants.** *Annals of Botany* 86:841-847.
- Peer W., Mamoudian M., Lahner B., Reeves R., Murphy A. and Salt D. (2003) **Identifying model metal hyperaccumulating plants: germplasm analysis of 20 Brassicaceae accessions from a wide geographical area.** *New Phytologist* 159:421–430.
- Pérez G. y Pérez P. (2001) **Ecopatologías. Influencia en la salud pública y sanidad animal.** *Observatorio Medioambiental* 4: 113-149.
- Peuke A. and Rennenberg H. (2005) **Phytoremediation.** *European Molecular Biology Organization Report* 2005 6:497–501.
- Pietrini F., Lannelli M., Pasqualini S. and Massacci A. (2003) **Interaction of cadmium with Glutathione and Photosynthesis in Developing Leaves and Chloroplasts of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel.** *Plant Physiology* 133:829–837.

- Pilon-Smits E. (2005) **Phytoremediation**. *Annual Review Plant Biology* 56:15-39.
- Pinto A., Mota A., De Varennes A. and Pinto F. (2004) **Influence of organic matter on the uptake of cadmium, zinc, copper and iron by sorghum plants**. *Science of the Total Environment* 326:239-247.
- Prasad M. (1995) **Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants**. *Environmental and Experimental Botany* 35:525-545.
- Prasad M. and Freitas H. (2003) **Metal hyperaccumulation in plants-Biodiversity prospecting for phytoremediation technology**. *Electronic Journal of Biotechnology* 6:285-321.
- Puga S., Sosa M., Lebgue T., Quintana C. y Campos A. (2006) **Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la industria minera**. *Ecología Aplicada* 5:149-155.
- Qiana J., Xiao-quan S., Zi-jian W. and Qiang T. (1996) **Distribution and plant availability of heavy metals in different particle-size fractions of soil**. *The Science of the Total Environment* 187:131-141.
- Queirolo F., Stegen S., Mondaca J., Cortés R., Rojas R., Contreras C., Muñoz L., Schwuger M. and Ostapczuk P. (2000) **Total arsenic, lead, cadmium, copper, and zinc in some salt rivers in the northern Andes of Antofagasta, Chile**. *The Science of the Total Environment* 255: 85-95.
- Ramírez A. (2002) **Toxicología del cadmio. Conceptos actuales para evaluar exposición ambiental u ocupacional con indicadores biológicos**. *Anales de la Facultad de Medicina. Universidad Nacional Mayor de San Marcos* 63:51-64.
- Ramos M., Gil D. y Boluda H. (2002) **Estudio de las características de los Antrosoles cumulicos en los invernaderos de la comarca del poniente Almeriense. Influencia de las prácticas agrícolas sobre los cambios de sus propiedades**. *Edafología* 9:129-142.
- Ramos-Bello R., Cajuste L., Flores R. y García E. (2001) **Metales pesados, sales y sodio en suelos de chinampa en México**. *Agrociencia* 35:385-395.
- Rauser W. (1995) **Phytochelatins and Related Peptides (Structure, Biosynthesis, and Function)**. *Plant Physiology* 109:1141-1149.
- Rauser W. (1999) **Structure and function of metal chelators produced by plants: the case for organic acids, amino acids, phytin, and metallothioneins** *Cell Biochemical & Biophysical* 31:19-48.
- Reeves R., Baker A., Borhidi A. and Berazaín R. (1999) **Nickel Hyperaccumulation in the Serpentine Flora of Cuba**. *Annals of Botany* 83:29-38.

- Rodríguez O., Rodríguez F., Lira R., Martínez L. y Lara J. (2006) **Capacidad de seis especies para acumular plomo en suelos contaminados.** *Revista Fitotecnia Mexicana* 29:239-245.
- Rodríguez H. (2001) **Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat.** Universidad Politécnica de Cataluña.
- Romero P. (2001) **Metabolismo de especies de oxígeno reactivo (*Pisum sativum*) en plantas de guisante y en peroxisomas de hojas en condiciones de estrés por cadmio.** Facultad de Ciencias Universidad de Granada.
- Saxena P., Krishna R., Dan T., Perras M. and Vettakkorumakankav N. (1999) **Phytoremediation of metal contaminated and polluted soils, In: Heavy metal stress in plants - From molecules to ecosystems** M.N.V.Prasad and J.Hagemeyer (Eds.) Springer-Verlag, Heidelberg, Berlin, New York. 305-329.
- Sayed S. (1997) **Effect of cadmium and kinetin on transpiration rate, stomatal opening and leaf relative water content in safflower plants** *Plant Physiology Journal of Islamic Academy of Sciences* 10:73-80.
- Schnoor J., Licht L., McCutcheon S., Wolfe N., and Carreira L. (1995) **Phytoremediation of organic and nutrient contaminants.** *Environmental Science and Technology* 29:318-323.
- Schützendübel A., Schwanz P., Teichmann T., Gross K., Langenfeld-Heyser R., Godbold D. and Polle A. (2001) **Cadmium-induced changes in antioxidative systems, hydrogen peroxide content, and differentiation in scots pine roots.** *Plant Physiology* 127:887-898.
- Sharma S. and Dietz K. (2006) **The significance of amino acids and amino acid-derived molecules in plant responses and adaptation to heavy metal stress.** *Journal of Experimental Botany* 57:711-726.
- Sharma S., Schat H. and Vooijs R. (1998) **In vitro alleviation of heavy metal-induced enzyme inhibition by proline.** *Phytochemistry* 49:1531-1535.
- Shu-Fen C. and Chin-Yuan H. (2006) **Influence of cadmium on growth of root vegetable and accumulation of cadmium in the edible root.** *International Journal of Applied Science and Engineering* 3:243-252.
- Siebe C., Jahn R. y Stahr K. (1996) **Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo** Chapingo México, Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C., Publicación Especial. 4 57pp.
- Sierra A. M. (2005) **Niveles de metales pesados y elementos asociados en suelos de la provincia de Almería. Parámetros que los afectan y riesgos de contaminación** Dpto. de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada.

- Singh S., Eapen S., Thorat V., Kaushik, Raj K. and D'Souza (2008) **Phytoremediation of ¹³⁷cesium and ⁹⁰strontium from solutions and low-level nuclear waste by *Vetiveria zizanoides*.** *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69:306-311.
- Siripornadulsil S., Traina S., Verma D. and Sayre R. (2002) **Molecular mechanisms of proline-mediated tolerance to toxic heavy metals in transgenic microalgae.** *The Plant Cell* 14:2837-47.
- Smeets K., Cuypers A., Lambrechts A., Semane B., Hoet P., Laere A. and Vangronsveld J. (2005) **Induction of oxidative stress and antioxidative mechanisms in *Phaseolus vulgaris* after Cd application.** *Plant Physiology and Biochemistry* 43:437-444.
- Sobkowiak R. and Deckert J. (2003) **Cadmium-induced changes in growth and cell cycle gene expression in suspension-culture cells of soybean.** *Plant Physiology and Biochemistry* 41:767-72.
- Sommer C., Fernández L., Rivas S. y Gutiérrez R. (2000) **La geoestadística como herramienta en estudios de contaminación de suelos, análisis de caso: afectación por Arsénico, Plomo y Cadmio contenidos en jales mineros.** *Revista internacional de Contaminación Ambiental* 16:205-214.
- Spacie A., McCarty L. and Rand G. (1995) **Bioaccumulation and Bioavailability in Multiphase Aquatic Systems.** In *Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate and Risk Assessment*, Ed. Taylor and Francis, Washington, D.C.
- Staessen J., Roels H., Emelianov D., Kuznetsova T., Thijs L., Vangronsveld J. and Fagard R. (1999) **Environmental exposure to cadmium, forearm bone density, and risk for fractures : Prospective population study.** London. *The Lancet* 353:1140-1144.
- Steffens J. (1990) **The heavy metal-binding peptides of plants.** *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 41:553-575.
- Taylor M. (1997) **Accumulation of cadmium derived from fertilizers in New Zealand.** *Soils Science of the Total Environment* 208:123-126.
- Tian-Hua N. and You-Zhang W. (2003) **Subcellular Distribution of Cadmium in Mining Ecotype *Sedum alfredii*.** *Acta Botánica Sínica* 45:925-928.
- Tsao T. D. (2003) **Overview of phytotechnologies** *Advances in Biochemical Engineering Biotechnology*. Managing Editor: Scheper T. 78
- U.S. Environmental Protection Agency (1997) **Recent developments for in situ treatment of metal contaminated soils** Office of Solid Waste and Emergency Response. Technology Innovation Office. Washington D.C. 48 pp.
- Ünyayar S., Celik A., Özlem F.C. and Gözel A. (2006) **Cadmium-induced genotoxicity, cytotoxicity and lipid peroxidation in *Allium sativum* and *Vicia faba*** *Mutagenesis* 21:77-81.

- Uminska R. (1993) **Cadmium contents of cultivated soils exposed to contamination in Poland.** *Environmental Geochemistry and Health* 15:15-19.
- Van D., Peterson C. and Beverley H. (2007) **Cd accumulation in roots and shoots of durum wheat: the roles of transpiration rate and apoplastic by pass.** *Journal of Experimental Botany* 4:1-9.
- Vásquez G. (2005) **Biosorción de metales pesados en solución acuosa mediante biomasa bacteriana muerta** Departamento de Química y Biología, Escuela de Ciencias, Universidad de las Américas, Puebla México.
- Vassilev A. and Yordanov I. (1997) **Reductive analysis of factors limiting growth of cadmium-treated plants: a review Bulgaria.** *Journal Plant Physiology* 23:114–133.
- Vega M., Jiménez M., Salgado R. y Pineda G. (2005) **Determinación de bacterias de origen fecal en hortalizas cultivadas en Xochimilco de octubre de 2003 a marzo de 2004** *Investigación Universitaria Multidisciplinaria* 4: 21-25.
- Velasco J. y Volke S. (2003) **El composteo: una alternativa tecnológica para la biorremediación de suelos en México.** *Gaceta ecológica* 66:41-53.
- Vitória A., Lea P. and Acevedo R. (2001) **Antioxidant enzymes responses to cadmium in radish tissues** *Phytochemistry* 57: 701–710.
- Volke S. (2005) **Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para remediación.** México. *INE*. 141 p.
- Volke S. (2002) **Tecnologías de remediación para suelos contaminados.** *INE*. 62 pp.
- WHO. World Health Organization (1992) **Environmental Health Criteria” Cadmium - Environmental Aspects** 135:30.
- Wong M. (2003) **Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils.** *Chemosphere* 50:775–780.
- Xiangdong L. and Thornton I. (2001) **Chemical partitioning of trace and major elements in soils contaminated by mining and smelting activities.** *Applied Geochemistry* 16:1693-1706.
- Yakimova E., Kapchina-Toteva V. and Woltering E. (2007) **Involvement of ethylene and lipid signalling in cadmium-induced programmed cell death in tomato suspension cells.** *Plant Physiology and Biochemistry* 44:581-589.
- Yin-M., Chaney R., Brewer E., Roseberg R., Angle S., Baker A., Reeves R. and Nelkin J. (2003) **Development of a technology for commercial phytoextraction of nickel: economic and technical considerations.** *Plant and Soil* 249:107–115.

- Young I. (1998) **Biophysical interactions at the root-soil interface a review**. *Journal of Agricultural Science*, Cambridge 130: 1-7.
- Zhang H., Jiang Y., He Z. and Ma M. (2005) **Cadmium accumulation and oxidative burst in garlic (*Allium sativum*)**. *Journal of Plant Physiology* 162: 977-984.
- Zhu Y., Pilon-Smits E., Tarun A., Weber S., Jouanin L. and Norman T. (1999) **Cadmium Tolerance and Accumulation in Indian Mustard Is Enhanced by Overexpressing -Glutamylcysteine Synthetase**. *Plant Physiology* 121:1169-1177.
- Zhu Y-G. and Smolders E. (2000) **Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application** *Journal of Experimental Botany* 51:1635-1645.

Citas electrónicas

- CCA (1997) Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte **Rutas continentales de los contaminantes Hacia una agenda para la cooperación en materia de transporte a grandes distancias de la contaminación atmosférica en América del Norte** http://www.cec.org/files/pdf/pollutsp_ES.pdf
- De la Luz G. (2000) **Calidad del aire en las principales ciudades de México** <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsaidis/caliaire/mexicon/R-0209.pdf>
- DGCOH-DF Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica del Gobierno del Distrito Federal <http://www.df.gob.mx/ciudad/reportajes/agua/numeralia/6.html#plantastra>
- Fernández-Zacarías A., González-García E., Patiño-Arroyo R., Luna-García F.J., y De la Rosa-Álvarez G. (2006) **Emprendiendo la Fitorremediación en México**. 3er Encuentro “Participación de la Mujer en la Ciencia”. León, Gto., México” http://www.cio.mx/3_enc_mujer/files/extensos/Sesion%201/S1-BYQ11.doc
- Fonseca R., Diaz C., Castillo M., Candia J.R. y P. Truong (2005) **Uso de vetiver grass para la rehabilitación de sitios mineros en Chile: resultados preliminares** <http://www.vetiver.org/ICV4-Roc%92o%20Fonseca.pdf>
- Ginocchio R., Baker J.M. y J. Cucuzza (2004) **Phytoremediation Examine emerging technologies for mine restoration Mining Environmental Management** http://www.mining-journal.com/mem_magazine/pdf/mem0411scr.pdf
- GMG.UNIZAR (2006) Grupo de Modelización Geoquímica. Universidad de Zaragoza Geología de Suelos Tema 6, Apéndice B: **Biodisponibilidad y biotoxicidad** http://gmg.unizar.es/gmgweb/Asignaturas/GeologiaSuelos/apuntes/Tema6_Apendice B.pdf

González A., Cuevas G., Vélez C. y Hernández D. (2006) **Caracterización de suelos y evaluación del contenido de metales pesados en zonas urbanas del estado de Chihuahua** XV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales Guadalajara” <http://www.femisca.org/publicaciones/XIVcongreso/XIVCNIS030.pdf>

Informe de Minería Mexicana (2006) www.economia.gob.mx/pics/p/p1032/inf2006.pdf

Jacquet T. (2004) <http://www.collectif-dechets-girondin.com/pdf/sitehonfleur.pdf>

Jordan Z. (2001) **Adaptaciones de plantas a estrés abiótico que les permiten vivir y prosperar en diferentes condiciones ambientales** Pontificia Universidad Católica de Chile Facultad de Ciencias Biológicas Revista Creces <http://www.creces.cl/new/index.asp?imat=%20%20%3E%20%203&tc=3&nc=5&art=1105>

Romero L. (2006) **Cambio ambiental global: ¿Nuevos desafíos a viejos problemas?** UAM-X <http://rcci.net/globalizacion/2006/fg644.htm>

Oosterhuis F., Brouwer F. and Wijnants H. (2000) **A possible EU wide charge on cadmium in phosphate fertilizer: economic and environmental implications** IVM Report (E-00/02). Vrije Universiteit, Amsterdam, 75pp <http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/index.htm>

Pérez- Gonzales G. (2005) **Disponibilidad de metales tóxicos en sitios contaminados** Universidad Autónoma de Barcelona España www.tdr.cesca.es/TESIS_UAB/AVAILABLE/TDX-0503106-000433//gpg1de2.pdf

Pérez-Rama. M. (2005) **Respuesta al cadmio de la micro alga marina *Tetraselmis suecica* (Kyllin) Butch: relación entre tolerancia y compuestos tiolicos. Aplicación de biomasa viva para la retirada del cadmio del medio** Facultad de Ciencias Universidad da Coruña España. http://www.tdr.cesca.es/TDX/TDR_UDC/TESIS/AVAILABLE/TDR-0616106-092623//2005_UDC_TD_PerezMonica.pdf

Ruiz D. (2003) **Didáctica de la Química y Vida Cotidiana Cap.36. Metales tóxicos pesados y sus efectos sobre la salud** Editor: Gabriel Pinto Cañón Edita e imprime: Sección de Publicaciones de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales. Universidad Politécnica de Madrid. <http://beta.upc.edu.pe/fisica/proyecto/google/quimica/qvcparte4.pdf>

Ruiz S. (2002) **Modelos de financiamiento para la remediación de sitios contaminados y su viabilidad para México** Informes SEMARNAT-GTZ <http://www.gtz.org.mx/sitios-contam/informes/Ru%EDz2/Modelo%20de%20financiamientoTrabajo%20GTZ.pdf>

SEMARNAT (2007) **Información general sitios contaminados** <http://www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/Materiales%20y%20Actividades%20RiesgRies/sitioscontaminados/informacion/Informacion.pdf>

Sorochinsky B.V, Mikheev A.N., Grodzinsky D.M. and Kozyrovska N.A (2000) **The use of plant technologies for the clean-up of contaminated soils and aquatic systems.**
National Academy of Sciences of Ukraine
<http://lrb.jinr.ru/Timofeeff/2000/TEsis/radeco/Sorochinsk.htm>

U.S. Army Corps of Engineers (2005) **Phytoremediation Study Spring Valley Formerly Used Defense Site** <http://www.nab.usace.army.mil>

12. Anexos

Descripción de las especies vegetales empleadas

Reseda luteola

Categoría taxonómica:

Reino: Plantae
Subreino: Traqueobionta (plantas vasculares)
Superdivisión: Spermatophyta (plantas con semillas)
División: Magnoliophyta (plantas con flor)
Clase: Magnoliopsida (dicotiledóneas)
Subclase: Dilleniidae
Orden: Capparales
Familia: Resedaceae
Género: Reseda
Especie: *Reseda luteola*
Nombre común Acelguilla.



La acelguilla es una planta considerada como exótica, es originaria de Europa, es una maleza frecuente en el altiplano mexicano. Crece en sitios perturbados, se presenta a lo largo de caminos, terrenos baldíos, tierras de cultivo en descanso. Prefiere lugares con exposición completa al sol, crece de forma vigorosa en lugares con abundante humedad, con buen drenaje y pH alcalino.

Descripción: Planta herbácea anual o bienal, glabra, erecta, de 40 cm a 1(1.6) m de alto; tallo sin ramificarse hasta el nivel de la inflorescencia, hojas sésiles o subsésiles, láminas lineares a lanceoladas u oblanceoladas, de 2-12 cm de largo y 0.5-1.5 cm de ancho, de ápice agudo a redondeado, estrechándose hacia una base truncada, provista de cada lado de una estípula glanduliforme, margen entero a repando, fuertemente ondeado que semeja la existencia de muescas irregulares; racimos terminales, solitarios o varios en la parte apical de la planta, alargados, densos y estrechos, espiciformes, de 20-50 (100) cm de largo y hasta de 1.5 cm de diámetro, adelgazándose hacia una punta fina, brácteas lanceoladas, de 1.5-2 mm de largo, escariosos en el margen, flores numerosas, sobre pedicelos de (0.5) 1-1.5 mm de largo; sépalos 4, oblongos a lanceolados, persistentes, de 1-1.5 (2) mm de largo, escariosos en el margen; pétalos amarillos, 4 ó 5 laciniados, el mayor hasta de 4 ó 5 mm de largo, dividido en 5 ó 6 segmentos, los restantes de 2 mm o menos de largo, siendo más pequeños y más enteros los inferiores; estambres 20 a 30, filamentos de largo desigual, más o menos persistentes en el fruto; ovario unilocular, formado de 3 carpelos unidos en la base, los estilos divergentes con la porción estigmática apical; cápsula subglobosa, algo angulosa y verrugosa, abombada en los lugares en donde se alojan las semillas; éstas globoso-reniformes, amarillentas, café y negras, lisas y brillantes, de alrededor de 1 mm de ancho, dispuestas en dos hileras de (3) 4-5 (6) semillas en cada carpelo

Fenología: Se encuentra vegetativa de agosto a marzo, floreciendo de octubre a abril y fructifica de noviembre a junio.

Usos: Se emplea como colorante o tinte en la industria textil de color amarillo oscuro, el aceite de la semilla se usaba en el alumbrado público, por lo que pudiera tener potencial en otras áreas; también es usada como una planta melífera ya que las flores son muy visitada por las abejas.

Distribución en México: Aguascalientes, Coahuila, Distrito Federal, Durango, Hidalgo, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Morelos, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luís Potosí, Tlaxcala, Veracruz, Zacatecas.

Ricinus communis

Categoría taxonómica:

Reino: Plantae;
Subreino: Traqueobionta (plantas vasculares);
Superdivisión: Spermatophyta (plantas con semillas);
División: Magnoliophyta (plantas con flor);
Clase: Magnoliopsida (dicotiledóneas);
Subclase: Rosidae;
Orden: Euphorbiales.
Familia: Euphorbiaceae
Género: Ricinus
Especie: *Ricinus communis*
Nombre común Higuierilla



La higuierilla es una planta exótica invasiva que crece de forma silvestre y es considerado como mala hierba, es pionera en lugares donde se encuentran perturbados y es muy competitiva, se le puede encontrar en parcelas abandonadas y a las orillas de los caminos o carreteras. Es una planta cultivada en algunas regiones por el aceite de sus semillas las cuales son altamente tóxicas. Esta planta es originaria de África tropical pero se ha establecido en regiones tropicales y subtropicales húmedas a través del mundo

Descripción: planta erecta, robusta, con un crecimiento anual, Cuando es joven, su forma de vida es arbustivo midiendo de 1 a 3 metros, cuando es adulta presenta características arbóreas, de 9 a 12 metros de altura con un tronco grueso, glabro, la planta suele ser pálida y glauca o frecuentemente teñida de rojo o púrpura; pecíolos a menudo iguales o excediendo las hojas laminares; laminas casi orbiculares en contorno, 10-60 cm de ancho, profundamente palmado-lobadas, los lóbulos ovado-oblongos o lanceolados, agudos o acuminados, irregularmente glandular-dentados; cáliz estaminado de 6-12 mm de largo, los pistilos de 4-8 mm de largo; ovario densamente carnosotuberculoso; cápsula de 1.5-2.5 cm de largo, oval, densamente equinada; semillas elipsoides, un tanto comprimidas, de 10-17 mm de largo, lisas, moteadas o muy variables en su color, o enteramente negras, conspicuamente carunculadas. Florece de agosto a octubre

Usos: Se emplea en la industria, de la semilla se extrae el aceite de ricino o aceite de castor el cual se usa en la fabricación de barnices, jabones, cosméticos, lubricantes para motores de aviones y turbinas, plastificantes adhesivos, pinturas, lacas, resinas, fluidos para frenos hidráulicos, etc. Es empleado como pesticida, contra la palomilla del manzano y el gusano cogollero del maíz y en la medicina como nematocida; así como para combatir trastornos digestivos, gripe, heridas, inflamaciones, reumatismo, etc.

Distribución en México: Chiapas, Chihuahua, Coahuila, Colima, Distrito Federal, Guanajuato, Guerrero, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Sinaloa, Sonora, Tabasco, Tamaulipas, Tlaxcala, Veracruz, Yucatán.

Nicotiana glauca

Categoría taxonómica:

Reino: Plantae
Subreino: Traqueobionta (plantas vasculares)
Superdivisión: Spermatophyta (plantas con semillas)
División: Magnoliophyta (plantas con flor)
Clase: Magnoliopsida (dicotiledóneas)
Subclase: Asteridae
Orden: Solanales
Familia: Solanaceae
Género: *Nicotiana*
Especie: *Nicotiana glauca*
Nombre común tabaquillo



El tabaquillo es una planta altamente tóxica, se han detectado una serie de alcaloides como: narcotina, narceína, solanina, piperina, colchicina, ampomorfin, lobelina, gelsemina, nicotina, anabasina, entre otros; la anabasina es el alcaloide que se encuentra en mayor proporción (0.62%) y, al parecer es el responsable principal del envenenamiento. Es uno de los arbustos más comunes de lugares perturbados, es común a orillas de caminos y carreteras, a lo largo de ríos y arroyos, cerca de cultivos y patios de casas. Es originaria de América tropical, probablemente Sudamérica, ampliamente distribuida en México y el sur de Estados Unidos Y se ha logrado establecer en otras regiones del mundo como: Australia, África, Oceanía y Asia

Descripción: Arbusto poco ramificado o árbol de corta vida, de 1.5 a 6 m de alto; tallo glabro, glauco, verdoso o azul-púrpura; hojas cordado-ovadas, elípticas o lanceoladas, lámina de 3 a 25 cm de largo, generalmente dos veces más larga que el peciolo, por 1 a 8 cm de ancho, ápice agudo, base obtusa, glabra; panículas cortas, pedicelos de 3 a 10 mm de largo; cáliz floral de 5 a 15 mm de largo, cilíndrico, glabro o escasamente pubescente, sus dientes triangulares, mucho más cortos que el tubo; corola hipocrateriforme, de 30 a 40 mm de largo por 4 a 7 mm de ancho, generalmente amarilla, glabra o escasamente pubescente, limbo casi circular, de 3 a 7 mm de diámetro, verde en el botón, más tarde verdoso o amarillo; estambres subiguales, extendiéndose casi hasta el borde superior del tubo de la corola, filamentos glabros, geniculados inmediatamente arriba de su inserción en el tubo de la corola; cápsula de 7 a 15 mm de largo, ampliamente elipsoide; semillas más largas que anchas, más o menos angulares, lateralmente comprimidas, de más o menos 0.5 mm de largo, pardas, con la testa reticulada.

Fenología: Florece todo el año con mayor abundancia de flores en el verano, sus flores abren durante el día y sus semillas son dispersa por el viento o el agua.

Usos: Es empleada de forma medicinal: en cataplasmas para mitigar el dolor de cabeza, los dolores reumáticos, el dolor de muelas, estómago inflamado y también se inhala para descongestionar las vías respiratorias.

Distribución en México: Aguascalientes, Baja California Norte, Baja California Sur, Chiapas, Chihuahua, Coahuila, Colima, Distrito Federal, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Puebla, Querétaro, San Luís Potosí, Sinaloa, Sonora, Tamaulipas, Tlaxcala, Veracruz.

Chenopodium ambrosioides

Categoría taxonómica:

Reino: Plantae
Subreino: Traqueobionta (plantas vasculares)
Superdivisión: Spermatophyta (plantas con semillas)
División: Magnoliophyta (plantas con flor)
Clase: Magnoliopsida (dicotiledóneas)
Subclase: Caryophyllidae
Orden: Caryophyllales
Familia: Chenopodiaceae
Género: *Chenopodium*
Especie: *Chenopodium ambrosioides*
Nombre común Epazote



El epazote es una planta nativa de América tropical, naturalizada en regiones cálidas y templadas, con una amplia distribución mundial; fue introducida en el viejo continente durante la época de la colonia. Crece como maleza en áreas de cultivo, a orillas de caminos, en jardines y suelos ricos en materia orgánica, nitrógeno y humedad, su principal características es que es muy olorosa.

El epazote forma parte de uno de los géneros más utilizados por la población mexicana como fines alimenticios y medicinales.

Descripción: Planta herbácea anual o perenne, erecta o ascendente, glabra o glandular, de olor fuerte, de 3 a 10 dm de alto, ramas robustas, simple o paniculadamente ramificadas, glabras o puberulentas en la parte baja, usualmente glandular-villosas o tomentulosas alrededor de la inflorescencia pero ocasionalmente glabra; hojas oblongas a ovada, o lanceoladas, de 2 a 12 cm de largo, de 15 a 55 mm de ancho, sinuado-dentadas o sinuado-pinnatifidas, los lóbulos agudos u cortamente-villosos o glabras; flores solitarias o usualmente glomeruladas en espigas delgadas o robustas, densas o interrumpidas, alargadas; las espigas con hojas o desnudas (las láminas de las hojas cuando están presentes son mucho más pequeñas que las de la parte más baja, lanceoladas a oblanceoladas o espatuladas a lineares, obtusas a agudas o atenuadas); cáliz de ca. 1 mm de largo, glabro o cortamente-viloso, usualmente dotado de glándulas, los lóbulos ovado-redondeados y obtusos, envuelven completamente el fruto; estambres exsertos; pericarpio muy delgado y deciduo; semillas de 0.6 a 0.8 mm de espesor, casi negras.

Fenología: Florece en verano y fructifica desde mediados de verano a mediados de otoño.

Hábitat: Se comporta como planta ruderal y a veces arvense, usualmente se encuentra en zonas húmedas, en campos de cultivo; casas y huertos familiares. Está bien adaptada a climas cálidos, semicálidos, secos y templados.

Usos: se emplea en la cocina Mexicana como condimento, antihelmíntico, para problemas digestivos y diversos dolores estomacales, así como cólicos, se dice que es eficaz contra la picadura de insectos ponzoñosos, entre otros.

Distribución en México: Aguascalientes, Baja California Norte, Baja California Sur, Chiapas, Chihuahua, Coahuila, Colima, Distrito Federal, Durango, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Querétaro, San Luís Potosí, Sinaloa, Sonora, Tabasco, Tamaulipas, Tlaxcala, Veracruz, Yucatán.

Tabla 7. Especies vegetales silvestres con potencial de acumulación de cadmio colectadas en el sitio de estudio se incluye el número de registro asignado por el Herbario Nacional (MEXU) donde se resguardan los ejemplares como parte de su colección

Especies	Número de registro (MEXU)
<i>Bidens odorata</i> (Cav)	669798
<i>Polygonum lepathifolium</i> (L.)	1133784
<i>Epilobium ciliatum</i> (Raf.)	532034
<i>Solanum nigriscens</i> (Mart & Gal)	224938
<i>Jaugeria bellidiflora</i> (Mociqo & Sessi)	1128121
<i>Dalea leporina</i> (Ait Bulloc)	592067
<i>Reseda luteola</i> (L.)	536663
<i>Nicotiana glauca</i> (Grah)	151193
<i>Chenopodium ambrosioides</i> (L)	154719
<i>Ricinus communis</i> (L.)	116258

Tabla 8. Concentración de cadmio (mg Cd/kg PS) en los diferentes órganos de la especie *Reseda luteola* al termino de los 14 días de exposición a diferentes tratamientos de CdCl₂ (μM). Se incluye la correspondiente concentración externa del metal (mg Cd/L) Se señalan valores promedio ± desviación estándar (DS).

Tratamiento		Parte aérea	Parte subterránea
CdCl ₂ (μM)	Cd (mg/L)	mg Cd/kg PS	mg Cd/kg PS
0	0	0.34 ± 0.17	0.76 ± 0.09
200	36.7	329.62 ± 16.46	947.80 ± 26.49
400	73.3	494.41 ± 75.27	3107.24 ± 57.00
600	110	668.38 ± 20.14	5842.60 ± 64.90
1000	183.3	664.84 ± 29.57	9576.76 ± 700.58
1500	275	853.72 ± 34.59	12164.09 ± 471.52

Tabla 9. Concentración de cadmio (mg Cd/kg PS) en los diferentes órganos de la especie *Ricinus communis* al termino de los 14 días de exposición a diferentes tratamientos de CdCl₂ (μM). Se incluye la correspondiente concentración externa del metal (mg Cd/L) Se señalan valores promedio y desviación estándar (DS).

Tratamiento		Hoja	Tallo	Raíz
CdCl ₂ (μM)	Cd (mg/L)	mg Cd / kg PS	mg Cd / kg PS	mg Cd / kg PS
0	0	6.59 ± 1.34	1.55 ± 0.04	43.01 ± 5.80
200	36.7	31.46 ± 9.13	110.67 ± 2.75	2271.98 ± 237.28
400	73.3	111.85 ± 7.15	131.51 ± 3.26	3233.15 ± 180.74
600	110	42.29 ± 2.27	146.83 ± 0.62	8463.97 ± 822.76
1000	183.3	78.26 ± 3.8	338.71 ± 15.53	5549.18 ± 239.99
1500	275	93.21 ± 11.24	133.90 ± 9.13	4493.26 ± 306.67

Tabla 10. Concentración de cadmio (mg Cd/kg PS) en los diferentes órganos de la especie *Nicotiana glauca* al termino de los 14 días de exposición a diferentes tratamientos de CdCl₂ (μM). Se incluye la correspondiente concentración externa del metal (mg Cd/L) Se señalan valores promedio ± desviación estándar (DS).

Tratamiento		Hoja	Tallo	Raíz
CdCl ₂ (μM)	Cd (mg/L)	mg Cd/kg PS	mg Cd/kg PS	mg Cd/kg PS
0	0	1.93 ± 0.18	1.07 ± 0.02	1.77 ± 0.06
200	36.7	247.67 ± 10.40	245.38 ± 28.29	1152.64 ± 43.31
400	73.3	255.66 ± 11.34	368.90 ± 15.85	2085.56 ± 155.68
600	110	176.24 ± 11.68	329.92 ± 13.46	2268.26 ± 160.18
1000	183.3	255.95 ± 17.54	357.96 ± 14.32	1072.56 ± 116.05
1500	275	239.76 ± 12.44	273.38 ± 23.15	833.75 ± 83.43

Tabla 11. Concentración de cadmio (mg Cd/kg PS) en los diferentes órganos de la especie *Chenopodium ambrosioides* al termino de los 14 días de exposición a diferentes tratamientos de CdCl₂ (μM). Se incluye la correspondiente concentración externa del metal (mg Cd/L) Se señalan valores promedio ± desviación estándar (DS).

Tratamiento		Hoja	Tallo	Raíz
CdCl ₂ (μM)	Cd (mg/L)	mg Cd/kg PS	mg Cd/kg PS	mg Cd/kg PS
0 μM	0	0.58 ± 0.05	2.64 ± 0.30	2.76 ± 0.09
200 μM	36.7	23.87 ± 1.25	56.59 ± 0.28	580.90 ± 92.47
400 μM	73.3	6.69 ± 0.20	74.08 ± 4.15	682.31 ± 59.56
600 μM	110	2.25 ± 0.12	106.37 ± 11.08	982.49 ± 68.72
1000 μM	183.3	4.27 ± 0.55	52.42 ± 3.47	545.85 ± 33.24
1500 μM	274.95	11.82 ± 0.09	28.12 ± 1.26	496.84 ± 16.49

