

**Tesis de Maestría en Ciencias e Ingeniería
Ambientales**

***“Capacidad de la fitoextracción de plomo, cromo y
cadmio empleando paulonia imperial (Paulownia
tomentosa) y suculenta (Dudleya gatesii)”.***

Presenta:

Ing. Carlos Adolfo Esquinca Canseco.

Asesora:

Dra. Mabel Vaca Mier (UAM-A).

Marzo 2016

RESUMEN

En este proyecto de investigación se estudió la capacidad de fitoextracción de plomo, cromo y cadmio, a través de las especies vegetales: paulonia imperial (*Paulownia tomentosa*) y suculenta (*Dudleya gatesii*). Las especies fueron seleccionadas por su alta asimilación de contaminantes y la generación de biomasa; como cultivo testigo se usó girasol (*Helianthus annuus*) por las cualidades en asimilación de contaminantes y la gran cantidad de biomasa que genera. El suelo utilizado venía de un predio con actividad industrial el cual contenía plomo y se le agregaron 236 g de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) y 234 g de cloruro de cadmio ($CdCl_2$), se caracterizó, y el suelo contaminado tenía 1746.626 ppm de cadmio, 3131.26 ppm de cromo y 2303.49 ppm de plomo.

Se hicieron diluciones al suelo y fue sometido a un proceso de fitorremediación utilizando las diferentes especies vegetales; el periodo de experimentación en este estudio fue de 180 días; al final de este periodo se pudo obtener una disminución del metal contenido en él.

Durante el periodo de la experimentación se evaluó el crecimiento longitudinal de las especies sembradas en el suelo contaminado, también se observó que la paulonia presentó concentraciones de 400.82 ppm, 570.57 ppm, 722.59 ppm; en cuanto a la suculenta mostró concentraciones de 722.67 ppm, 270.67 ppm, 150.94 ppm de cadmio, cromo y plomo respectivamente.

Los índices de bioacumulación en las especies ayudaron a comparar el efecto de Cd, Cr y Pb sobre la absorción de la raíz y su acumulación en el tejido aéreo de la planta. En el caso del cadmio y el cromo, la especie de suculenta tiene un mayor índice de bioacumulación de 0.42 y 1.91; mientras que, con el plomo la especie vegetal de paulonia tiene mayor índice de bioacumulación de 0.52.

ABSTRACT

In this research project the ability to phytoextraction of lead, chromium and cadmium was studied through plant species: Imperial paulonia (*Paulownia tomentosa*) and succulent (*Dudleya gatesii*). The species were selected for their high assimilation of pollutants and biomass generation; control culture as sunflower (*Helianthus annuus*) was used for the absorption of pollutants qualities and the large amount of biomass produced. The soil used came from an area with industrial activity which contained lead and were added 236 g of potassium dichromate ($K_2Cr_2O_7$) and 234 g of cadmium chloride ($CdCl_2$), was characterized, and the contaminated soil had 1746.626 ppm cadmium, 3131.26 ppm chromium and 2303.49 ppm of lead.

Dilutions were performed soil and subjected to a process of phytoremediation using the different species; the period of experimentation in this study was 180 days; the end of this period could be obtained a reduction of the metal contained in there.

In the experiment, the longitudinal growth of the species planted in the contaminated soil was evaluated, it can be observed that the paulonia contained concentrations of 400.82 ppm, 570.57 ppm, 722.59 ppm; succulent showed concentrations of 722.67 ppm, 270.67 ppm, 150.94 ppm of cadmium, chromium and lead, respectively.

Bioaccumulation rates in species helped compare the effect of Cd, Cr and Pb on root uptake and air accumulation in plant tissue. In the case of cadmium and chromium, succulent species has a higher rate of bioaccumulation of 0.42 and 1.91; with lead, paulonia plant species have higher rates of bioaccumulation of 0.52.

DEDICATORIAS

En primer lugar a Dios por las bendiciones que me regala día a día y las que no tengo con qué pagar, gracias.

A mis hijos Ana Karla y Carlos José que son el amor y existir de mi vida.

A mis papas Emma y Rigo que se preocupan y me apoyan en todos mis proyectos de vida. Gracias.

A mis hermanos: Mayo, Rigo y Gerardito que cuento con ellos en todo momento.

A todos los que me apoyaron día a día.

Reír a menudo y mucho; ganar el respeto de gente inteligente y el cariño de los niños, conseguir el aprecio de críticos honestos y aguantar la traición de falsos amigos; apreciar la belleza; encontrar lo mejor en los demás; dejar el mundo un poco mejor, sea con un niño saludable, una huerta o una condición social redimida; saber que por lo menos una vida ha respirado mejor porque tú has vivido.

Cada uno de nosotros posee más virtudes de lo que cree, pero sólo el éxito las pone de relieve, quizá porque entonces se espera que dejemos de manifestarlas.

Eso es tener éxito.

(Ralph Waldo Emerson, Marguerite Yourcenar)

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a PROMEP por el apoyo otorgado para este proyecto.

A la Universidad Tecnológica de Tecámac por otorgar el permiso para realizar mis estudios.

A la Universidad Autónoma Metropolitana por recibirme en el posgrado.

A la Doctora Violeta Mujica Álvarez, coordinadora de la Maestría en Ciencias e Ingeniería Ambientales por el apoyo en este proceso.

A la Doctora Mabel Vaca Mier, asesora de esta tesis, por brindarme el apoyo y la confianza necesaria en la realización del estudio.

A las ingenieras e ingenieros del laboratorio de calidad de agua y residuos. A Silvia y Miguel por el apoyo y consejos en todo el tiempo de mi estadía en el laboratorio.

A Ximena, Olivia, Isabel, Gabriela, Frida, Blanca y Paloma por su apoyo y amistad que me brindaron.

A mis compañeros y amigos de la maestría Fatima, Jessy, Alma, Naomi, Angy, Bety, Gerardo, Adrian, Habib.

INDICE

Resumen	1
Abstract	2
Dedicatorias	3
Agradecimientos	4
I. Introducción	9
1.1. Justificación	14
II. Objetivos	16
2.1. Objetivo general	16
2.2. Objetivos específicos	16
2.3. Hipótesis	16
III. Estado del arte	17
3.1. Metales pesados	17
3.2. Toxicidad y contaminación con metales pesados	18
3.3. Mecanismos de fitorremediación	20
3.3.1. Fitoextracción	20
3.3.2. Fitoestabilización	21
3.3.3. Fitodegradación	21
3.3.4. Fitovolatilización	21
3.3.5. Rizodegradación	22
3.4. Aplicación de fitotecnologías	23
3.5. Ácido etilendiaminotetraacético (EDTA)	24
3.6. El plomo (Pb)	28
3.6.1. Aplicación del plomo	29
3.7. El cromo (Cr)	30
3.7.1. Contaminación del cromo	30
3.8. El cadmio (Cd)	35
3.8.1. Fuentes de cadmio	37
3.9. Paulonia imperial (<i>Paulownia tomentosa</i>)	37
3.9.1. Características de la paulonia	39
3.9.2. Capacidades fotosintéticas de la paulonia	41
3.10. Suculenta (<i>Dudleya gatesii</i>)	44
3.10.1. Tipos de plantas suculentas según su familia	45
3.11. Girasol (<i>Helianthus annuus</i>)	47
3.12. Disposición de los residuos	48
IV. Metodología	51
4.1. Métodos experimentales	53
4.2. Diseño de experimentos	54
4.3. Caracterización del suelo	55
4.3.1. pH	56
4.3.2. Humedad	56
4.3.3. Materia orgánica	57
4.3.4. Nitrógeno inorgánico	57
4.3.5. Textura	58

4.3.6. Determinación total de plomo, cromo y cadmio en suelo	58
4.4. Adquisición y selección de las especies vegetales para la fitorremediación	58
4.4.1. Especies vegetales	58
4.4.2. Desarrollo de la especie vegetal	59
4.4.3. Muestreo y análisis de las especies vegetales	60
4.4.4. Evaluación del proceso de fitoextracción	62
4.4.5. Índice de bioacumulación	62
4.5. Análisis estadístico	62
4.6. Disposición de la biomasa	63
V. Resultados y discusión	64
5.1. Condiciones de la experimentación	64
5.1.1. Temperatura	64
5.1.2. Humedad	64
5.2. Especies vegetales	65
5.2.1. Girasol (<i>Heliantus annus</i>)	65
5.2.2. Suculenta (<i>Dudleya gatesii</i>)	66
5.2.3. Paulonia imperial (<i>Paulownia tomentosa</i>)	67
5.3. Caracterización preliminar del suelo	67
5.3.1. Materia orgánica	71
5.4. Análisis del tejido vegetal	71
5.4.1. Fitoextracción de Cd, Cr y Pb empleando Paulonia imperial (<i>Paulownia tomentosa</i>) y Suculenta (<i>Dudleya gatesii</i>)	71
5.4.2. Biomasa en la especie de Paulonia imperial (<i>Paulownia tomentosa</i>)	72
5.4.3. Biomasa en la especie de Suculenta (<i>Dudleya gatesii</i>)	72
5.5. Evaluación del proceso de fitoextracción	73
5.5.1. Índice de bioacumulación	73
5.5.2. Índices de bioacumulación en suelo	75
5.5.3. Concentración de Cd, Cr y Pb en el suelo	77
5.5.4. Disminución de Cd, Cr y Pb con Paulonia	78
5.5.5. Disminución de Cd, Cr y Pb con suculenta	79
VI. Conclusiones	83
VII. Recomendaciones	85
VIII. Referencias	86
IX. Apéndice	95
X. Anexo	100

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Tipos de fitotecnología y su aplicación	23
Tabla 2. Estimación de la emisión antropogénica de plomo hacia la atmósfera.	28
Tabla 3. Emisiones estimadas de cromo a la atmósfera	31
Tabla 4. Efectos del cromo en la salud	32
Tabla 5. Límites máximos permisibles de cromo	33
Tabla 6. Diseño experimental	55
Tabla 7. Parámetros usados para la caracterización del suelo	55
Tabla 8. Clasificación de suelo de acuerdo al pH	56
Tabla 9. Interpretación del contenido de materia orgánica en suelos	57
Tabla 10. Muestreo de plantas para el estudio de suelo contaminado con Cd, Cr y Pb	60
Tabla 11. Muestreo de suelo para el estudio de Cd, Cr y Pb	61
Tabla 12. Contenido inicial de Cd, Cr y Pb (ppm) en el suelo	61
Tabla 13. Caracterización preliminar del suelo contaminado con Cd, Cr y Pb	69
Tabla 14. Concentraciones de referencia totales (CRT) por tipo de suelo	69
Tabla 15. Concentraciones de Cd, Cr y Pb en las diluciones del suelo	70
Tabla 16. Contenido de materia orgánica en el suelo	71
Tabla 17. Altura de las plantas Paulonia imperial (<i>Paulownia tomentosa</i>) en cm.	72
Tabla 18. Longitud de las plantas de Suculenta (<i>Dudleya gatesii</i>) en cm.	72
Tabla 19. Índice de bioacumulación de paulonia y suculenta	73
Tabla 20. Concentraciones iniciales de Cd, Cr y Pb en las diluciones al 100, 75 y 50%	77
Tabla 21. Tiempo aproximado de remediación del suelo por especie vegetal.	81

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura del EDTA	26
Figura 2. <i>Paulownia tomentosa</i>	38
Figura 3. Suculenta	44
Figura 4. Girasol	47
Figura 5. Invernadero UAM-Azcapotzalco	51
Figura 6. Termómetro Taylor 5458	52
Figura 7. Higrómetro, HYGRO HAAR-SYNT	52
Figura 8. Metodología experimental	53
Figura 9. Suelo homogeneizado	54
Figura 10. Paulonia sembrada en suelo contaminado	59
Figura 11. Suculenta sembrada en suelo contaminado	59
Figura 12. Temperatura promedio en el interior del invernadero	64
Figura 13. Humedad relativa dentro del invernadero	64
Figura 14. Girasol sembrado en tierra contaminada y sin contaminar	65
Figura 15. Girasol en suelo contaminado con Cd, Cr y Pb.	66
Figura 16. Especie suculenta sembrada en tierra contaminada y sin contaminar	66
Figura 17. Paulonia (<i>Paulownia tomentosa</i>) en suelo contaminado con Cd, Cr, Pb y sin contaminar	67
Figura 18. Suelo contaminado con Cd, Cr, Pb homogeneizado	68
Figura 19. IBA de Cd en suelo 100%, 75% y 50% contaminado	73
Figura 20. IBA de Cr en suelo 100%, 75% y 50% contaminado	74
Figura 21. IBA de Pb en suelo 100%, 75% y 50% contaminado	75
Figura 22. Comparación del IBA en suelo contaminado al 100%	76
Figura 23. Comparación del IBA en suelo contaminado al 75%	76
Figura 24. Comparación del IBA en suelo contaminado al 50%	77
Figura 25. Disminución de suelo contaminado al 50% usando paulonia	78
Figura 26. Disminución de suelo contaminado al 75% con paulonia	79
Figura 27. Disminución de suelo contaminado al 50% usando suculenta	80
Figura 28. Disminución de suelo contaminado al 75% usando suculenta	80
Figura 29. Disminución de suelo contaminado al 100% con suculenta	81

I. INTRODUCCIÓN.

Un problema mundial creciente son las grandes cantidades de descargas de metales pesados en los medios acuáticos y sistemas sanitarios, problema que se ha incrementado por el crecimiento demográfico e industrial. Los metales pesados han sido ampliamente utilizados en muchas actividades, tales como la agricultura, la minería, la fundición, la galvanoplastia y el refinado del oro (Rodríguez-Ortíz *et al.*, 2006). Elementos metálicos tales como arsénico, mercurio, cadmio, cromo, níquel, zinc, cobre, plomo y otros, son peligrosos para el ambiente debido a sus efectos tóxicos. La pirámide alimentaria los recibe como consecuencia de la actividad humana. A diferencia de los compuestos orgánicos, los metales no son biodegradables, trayendo como consecuencia su acumulación en la naturaleza y como en la cúspide de la pirámide se encuentra el hombre, este es quien recibe los metales de forma concentrada (Volesky, 1999). En algunas partes de México el desarrollo industrial y el manejo inadecuado de los residuos que contienen metales pesados, han generado una problemática muy grave.

La mayor fuente de abastecimiento de agua para el valle de Toluca es el río Lerma, considerado el segundo río más importante de México. Desde 1960, la Organización Mundial de la Salud lo calificó como uno de los ríos de México más contaminados con metales pesados (Botello *et al.*, 1998). En el Golfo de México, especialmente en la laguna de Campeche, Tamaulipas, Tabasco y Veracruz, se han encontrado concentraciones elevadas de algunos metales como: plomo, cromo, níquel, zinc, cadmio y cobre (Botello *et al.*, 1998). Esto ha conducido a un deterioro de los recursos acuíferos en la medida que la población ha crecido.

Existe un variado número de métodos químicos para la eliminación de metales pesados contaminantes de medios líquidos. Estos incluyen: precipitación, evaporación, intercambio iónico, tratamiento electroquímico y tecnologías de membrana. Estos procesos suelen ser costosos e inefectivos, especialmente

cuando se aplican en ambientes con concentraciones de metales por debajo de 100 mg/L (Zhou y Kiff,1991).

Los métodos biológicos son más eficientes y económicos que los métodos químicos y pueden ser aplicados a sistemas con bajas concentraciones de metales. Los métodos biológicos minimizan la generación de desechos tóxicos y permiten la recuperación del metal, lo que significa un ahorro económico (Wase y Foster, 1997).

Estos métodos pueden realizar en el sitio de contaminación y causan el mínimo de alteración alrededor del área tratada, a diferencia de los métodos químicos que provocan gran cantidad de residuos después del tratamiento (Volesky,1999). Además, es posible utilizar la biomasa viva o muerta, libre o inmovilizada. Esto facilita el diseño y operación de un biorreactor para eliminación de metales pesados y la reutilización de la biomasa. La biorremediación es un proceso biotecnológico donde se utilizan sistemas biológicos (bacterias, hongos, levaduras, algas y plantas superiores) para remover y recuperar sustancias contaminantes del ambiente. En el caso de los microorganismos se utilizan cultivos microbianos, puros o mixtos, con capacidad de biotransformar, bioacumular o bioadsorber contaminantes.

La bioadsorción consiste en el atrapamiento pasivo de algunas sustancias, especialmente metales tóxicos en las estructuras externas de las células. Este proceso es independiente del metabolismo celular (Wase y Forster, 1997).

Las actividades industriales han desencadenado la generación de residuos con elementos tóxicos que en concentraciones altas pueden tener efectos nocivos en la salud de la población, de tal manera que puede afectar el equilibrio ecológico y al ambiente (Harvey *et al.*, 2002).

Debido a su toxicidad, en México, la autoridad ambiental federal considera como residuos peligrosos, algunos de los residuos de la fundición (primaria y secundaria) de plomo; extracción; producción de baterías; y los residuos conteniendo secantes, pigmentos y otros compuestos (a base de plomo o el plomo en sí) durante la producción de pintura, y por esta razón están

sujetos a las disposiciones normativas correspondientes al manejo de los residuos peligrosos (Cámara minera de México, 2006). En México, la exposición de los trabajadores al plomo se encuentra normada por la Secretaría del Trabajo y Previsión Social (STPS) a través de la NOM-010-STPS-1999.

La industria peletera pasó de utilizar el curtido vegetal a usar grandes cantidades de cromo en el proceso de ablandamiento del cuero (curtido al cromo), debido a que con ello, disminuye el tiempo de producción y mejora la calidad final del producto, esto a costa de la generación de un residuo con alto contenido orgánico y de cromo. El formato de producción de la industria peletera en México, es mayormente rudimentario y la industria es considerada familiar, motivo por el cual las inversiones para el mejoramiento de la producción o para el manejo de residuos son bajas o nulas (González, 2007).

Las vías antropogénicas de cadmio incluyen emisiones industriales; así como, la aplicación de fertilizantes y aguas negras en sembradíos. En general, la población está expuesta al cadmio principalmente por dos vías: la oral a través del agua e ingesta de comida contaminada con cadmio (hojas de vegetales, granos, cereales, frutas, vísceras animales y pescado); la segunda vía es a través de la inhalación de partículas de cadmio durante las actividades industriales en personas laboralmente expuestas, mientras que en la población general, la inhalación es principalmente debida al humo de cigarro que contiene cadmio; la exposición e inhalación del humo de cigarro en fumadores activos y pasivos es considerado altamente peligroso ya que el cadmio se absorbe fácilmente por los pulmones.

Las plantas presentan una buena opción para descontaminar los suelos contaminados por las empresas que desechan elementos tóxicos y dañinos para la salud de una manera menos agresiva hacia la flora y fauna del lugar. Al usar esta técnica se obtendrán beneficios, ya que la fitorremediación no es costosa comparada con otras técnicas como el lavado de suelos, extracción de vapores, remediación electrocinética, destrucción térmica, vitrificación, entre otras.

Generalmente los metales son absorbidos en la planta en lugar de nutrientes esenciales y se acumulan en ella (proceso de traslocación) a diferentes

concentraciones y en diferentes órganos de la planta (hoja, tallo, raíces); una planta puede variar su acumulación de otra diferente, haciendo una acumulación mayor en las hojas con cierto metal, a otra, que lo hace mayormente en la raíz del mismo elemento, esto ocurre sobre un mismo sustrato con idénticas condiciones para ambas. (Crowley *et al.*, 1996).

La fitoremediación ha emergido como una estrategia prometedora para la remoción «*in situ*» de algunos contaminantes y asistida por microorganismos (rizoremediación) remueven o degradan contaminantes orgánicos de suelos afectados (Gerhardt *et al.*, 3 2009). Esta tecnología se basa en el uso de plantas vasculares hiperacumuladoras y ayuda a la restauración *in situ* de suelos, lodos y sedimentos (Vamerali y Bandiera, 2009). Una especie vegetal hiperacumuladora específica puede llegar a remover del suelo más de 10 ppm de Hg; 100 ppm de Cd; 1000 ppm de Co, Cr, Cu y Pb y 10 000 ppm de Zn o Ni. Hasta la fecha cerca de un total de 400 plantas alrededor del mundo de entre 45 familias de estas han sido reportadas como hiperacumuladoras (Baker *et al.*, 2000).

La fitorremediación aprovecha la capacidad de ciertas plantas para absorber, acumular, metabolizar, volatilizar o estabilizar contaminantes presentes en el suelo, aire, agua o sedimentos como: metales pesados, metales radioactivos, compuestos orgánicos y compuestos derivados del petróleo.

El término metal pesado es ampliamente utilizado en materia de contaminación ambiental. Una de las definiciones químicas más aceptada los define como metales con una densidad mayor o igual a 5 g / cm³ (Cañizares, 2000). Los metales pesados constituyen un grupo de 65 elementos con características físicas y químicas así como funciones biológicas muy heterogéneas especialmente aquellos que son tóxicos como el plomo (Pb), mercurio (Hg), cromo (Cr), cadmio (Cd), etc. que pueden dañar a los organismos vivos a bajas concentraciones y tienden a acumularse en la cadena alimentaria (Gadd, 1992). Se clasifican en esenciales y no esenciales. Los últimos no presentan función biológica y su presencia puede ser tóxica como el caso del plomo; mientras que los esenciales (zinc, hierro, magnesio, cobre, cobalto) son

requeridos por todos los organismos en cantidades trazas (Valls y De Lorenzo, 2002).

El término biorremediación se utiliza para describir una variedad de sistemas que utilizan organismos vivos (plantas, hongos, bacterias, etc.) para degradar, transformar o remover compuestos orgánicos tóxicos y transformarlos en productos metabólicos inocuos o menos tóxicos (Chaney *et al.*, 1997). Se han realizado algunos trabajos de remediación de suelo en la Universidad Autónoma Metropolitana con los títulos: Fitoextracción en suelos contaminados con cadmio y zinc usando especies vegetales comestibles (Beltran, 2001); Fitorremediación de un suelo contaminado con metales pesados, utilizando *Digitaria decumbens* (Núñez, 2012); Fitorremediación de suelos contaminados por vanadio empleando especies de ornamentales Girasol (*Helianthus annuus*) y pasto Bermuda (*Cynodon dactylon*) (Morales, 2013); Fitoextracción *in situ* y *ex situ* de un suelo contaminado con Ni, As y Cu (Zacarías, 2009).

1.1 JUSTIFICACIÓN

El incremento de las actividades industriales ha provocado la contaminación de suelos con residuos de plomo, cromo y cadmio que en altas concentraciones tiene efectos nocivos para la salud de la población afectando el ecosistema y al ambiente. El uso de los metales en la industria también ha llevado a una sobreexplotación de los recursos naturales que ha traído como consecuencia alteraciones en los ecosistemas. Se está trabajando arduamente para resolver estos graves problemas.

La rápida expansión de la industria y el incremento de las actividades domésticas han dado lugar a un aumento considerable de la cantidad de residuos emitida al ambiente. Plantas de aguas residuales municipales e industriales generan millones de toneladas de lodos residuales que requieren altos costos. Las principales fuentes de contaminación ambiental con metales pesados son los residuos procedentes de los vertidos industriales, actividades mineras, aplicación de plaguicidas y también del tráfico de vehículos automotores.

El suelo acumula y concentra los metales pesados, debido a su capacidad de retención, sobre todo en las capas superficiales. De hecho, la acumulación de los metales pesados tiene lugar en la parte biológicamente más activa del suelo, de modo que los metales pueden ser fácilmente accesibles para los cultivos. Las reacciones químicas, que tienen lugar en el suelo, controlan el movimiento de los metales dentro del suelo y su absorción por las plantas.

Entre las metodologías de remediación de suelos se encuentra la fitorremediación; es una de las de menor costo para la remoción de metales. Las plantas endémicas de los sitios contaminados pueden estabilizar la erosión o incluso, extraer los metales. Existen varios casos donde se reportan el estudio de estos procesos, sin embargo, son estudiados en áreas de clima templado o húmedo, y sobre plantas de tipo vascular comestible (maíz y hortalizas) o que crecen y se desarrollan de manera silvestre en estos tipos de clima.

La técnica de fitorremediación aplicada en suelos contaminados con plomo, cromo y cadmio permitirá disminuir la concentración de los mismos, esta es una novedosa tecnología que tiene como objetivo degradar y/o asimilar, los metales pesados presentes en el suelo; tiene una ventaja sobre otros métodos de tratamiento de lugares contaminados; es una tecnología económica, de bajo costo, posee un impacto regenerativo en los lugares en donde se aplica ayudando a que la tierra adquiera nuevamente su productividad y la capacidad extractiva se mantiene debido al crecimiento vegetal. Con esta técnica se podrán obtener las concentraciones permisibles de plomo, cromo y cadmio de acuerdo con la norma (NOM-147-SEMARNAT-SSAI2004).

II. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General

Evaluar el proceso de la fitoextracción de plomo, cromo y cadmio, empleando las especies vegetales: paulonia imperial (*Paulownia tomentosa*) y suculenta (*Dudleya gatesii*).

2.2. Objetivos específicos

- Evaluar la fitoextracción de plomo, cromo y cadmio a través de paulonia imperial (*Paulownia tomentosa*) y suculenta (*Dudleya gatesii*).
- Calcular los índices de bioacumulación de plomo, cromo y cadmio en las especies vegetales paulonia imperial (*Paulownia tomentosa*) y suculenta (*Dudleya gatesii*).
- Evaluar el crecimiento de paulonia imperial (*Paulownia tomentosa*) y suculenta (*Dudleya gatesii*); contenido de plomo, cromo y cadmio en suelo.
- Utilizar girasol (*Helianthus annuus*) como cultivo comparativo, para la evaluación de fitoextracción.

2.3. Hipótesis

Es posible realizar la extracción de plomo, cromo y cadmio proveniente de suelos contaminados a través de las especies paulonia imperial (*Paulownia tomentosa*) y suculenta (*Dudleya gatesii*).

III. ESTADO DEL ARTE

3.1. Metales pesados.

El término de metal pesado es empleado ampliamente en el ámbito científico. Los elementos con esta denominación presentan como característica particular una elevada densidad (Duffus *et al.*, 2002). La definición más común de un metal pesado es aquel elemento que tiene una densidad igual o superior a 5 g / cm^3 cuando está en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalino-térreos) que en concentraciones bajas pueden dañar los seres vivos y tienden a acumularse en la cadena alimentaria (EPA., www.epa.gov). La presencia de estos elementos en la corteza terrestre es inferior al 0.1% y casi siempre menor del 0.01%; junto a estos metales pesados existen otros elementos químicos que, aunque son metales ligeros o no metales, suelen tener orígenes y comportamientos asociados; es éste el caso del arsénico, boro, bario y selenio.

Dentro de los metales pesados se distinguen dos grupos:

- *Oligoelementos o micronutrientes*: son aquellos requeridos en pequeñas cantidades, o cantidades traza, por plantas y animales, y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital. Pasado cierto umbral de concentración se vuelven tóxicos. Dentro de este grupo se encuentran: arsénico, boro, cobalto, cromo, cobre, molibdeno, manganeso, níquel, selenio y cinc.
- *Metales pesados sin función biológica conocida*, cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos lleva a complicaciones en el funcionamiento de sus organismos. Resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos. Ellos son, principalmente: cadmio, mercurio, plomo, antimonio y bismuto.

3.2. Toxicidad y contaminación con metales pesados.

La toxicidad de los metales pesados está relacionada con su acción directa sobre los seres vivos, a través del bloqueo de las actividades biológicas, causando daños irreversibles en los diferentes organismos. El bloqueo de canales, la reacción de los cationes metálicos con sitios aniónicos de la pared de la membrana, o la capacidad de los metales pesados de atravesar las membranas celulares claramente constituyen un factor crítico en muchas de sus acciones tóxicas. Además, la transferencia de los metales a través de la membrana también pueden estar implicados en su absorción, distribución en el cuerpo, y la excreción, y por lo tanto la transferencia a través de la membrana ayuda a determinar la toxicocinética de metal.

Debido a su alta afinidad por las proteínas y muchas otras moléculas biológicas, los metales pesados no existen en los sistemas biológicos en una forma libre o independiente.

Para que los metales pesados puedan ejercer su toxicidad sobre un ser vivo, deben encontrarse disponibles para ser captados por éste, es decir que el metal debe estar biodisponible. El concepto de biodisponibilidad está relacionado con las condiciones fisicoquímicas del ambiente que determinan la especiación, por lo tanto la concentración de metal libre y lábil. Por eso es fundamental cuando se pretende determinar el grado de contaminación por metales pesados de un ambiente y conocer su biodisponibilidad.

El contenido de metales pesados en suelos debería ser únicamente función de la composición del material original y de los procesos edafogénicos que dan lugar al suelo. Sin embargo, la actividad humana incrementa el contenido de estos metales con cantidades considerables siendo ésta, la causa más frecuente de las concentraciones tóxicas en el suelo, a través de grandes emisiones de partículas, que después de un cierto tiempo de permanecer en la atmósfera, precipitan en los suelos lejos del lugar donde han sido vertidas (Gibson *et al.*, 1990).

La rápida expansión de la industria y el incremento de las actividades domésticas han dado lugar a un aumento de la cantidad de residuos emitida al ambiente. Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales e industriales generan millones de toneladas de lodos tóxicos que requieren costos esfuerzos para su remediación (Babel *et al.*, 2006). Las principales fuentes de contaminación ambiental con metales pesados son los residuos procedentes de los vertidos industriales, actividades mineras, aplicación de plaguicidas y también del tráfico vehicular.

El suelo acumula y concentra los metales pesados, debido a su capacidad de retención, sobre todo en las capas superficiales. De hecho, la acumulación de los metales pesados tiene lugar en la parte biológicamente más activa del suelo, de modo que los metales pueden ser fácilmente accesibles para los cultivos (Nriagu *et al.*, 1990). Las reacciones químicas, que tienen lugar en el suelo, controlan el movimiento de los metales dentro del suelo y su absorción por las plantas.

Los avances tecnológicos para sanear ambientes contaminados con metales pesados han llevado al desarrollo de alternativas que se basan en el empleo de organismos para prevenir o restaurar daños provocados por acciones antropogénicas que alteran la estabilidad de los diferentes ecosistemas. En este sentido resalta la biorremediación, éstas tecnologías consisten en el uso de sistemas biológicos naturales o mejorados genéticamente para degradar, transformar o eliminar sustancias peligrosas orgánicas e inorgánicas presentes en los suelos, aguas y aire. Las tecnologías de biorremediación permitirían que las concentraciones del contaminante sean no detectables o estén por debajo de los límites establecidos como aceptables por las Agencias de Control del Medio Ambiente, esto permite la recuperación de los sitios contaminados y la protección del ambiente (Mallick, 2003; De Olivera, 2004; Audet y Charest, 2007).

Dentro de los trabajos realizados en la Universidad Autónoma Metropolitana (Azcapotzalco) se encuentran: Efectividad de tratamiento de fitoextracción de cromo de residuos orgánicos, con girasol (*Helianthus annuus*) y EDTA (ácido etilen diamino tetracético), (Basabe, 2013); Efectividad de tratamiento de fitoextracción de cromo de residuos orgánicos, con girasol (*Helianthus annuus*) y EDTA (ácido etilen diamino tetracético),(Beltrán, 2001); fitorrestauración de suelos contaminados por vanadio empleando pasto bermuda (*Cynodon dactylon*), malvón (*Pelargonium hortorum*) y graptopétalo (*Graptopetalum paraguayense*), (Peralta, 2015).

La fitorremediación de suelos contaminados se basa en el uso conjunto de plantas, enmiendas del suelo y técnicas agronómicas para eliminar, retener, o disminuir la toxicidad de los contaminantes del suelo (Chaney *et al.*, 1997). Este grupo de fitotecnologías reúne un gran número de ventajas, especialmente la limpieza y la economía; no utilizan reactivos químicos peligrosos, ni afectan negativamente a la estructura del suelo, sólo aplican prácticas agrícolas comunes; además, el proceso se realiza 'in situ' evitando costosos transportes (Cunningham *et al.*, 1995).

3.3. Mecanismos de Fitorremediación

Hay numerosos mecanismos por los cuales las plantas pueden remediar sitios contaminados. En algunos casos, la transformación toma lugar por medio de plantas vivas.

3.3.1. Fitoextracción. Es el uso de plantas para remover contaminantes inorgánicos, principalmente metales, de aguas y suelos contaminados, ya que tienen la característica de absorber metales, tales como Cu, Co, Fe, Mo, Mn, Ni, y Zn; que son minerales esenciales. Otros sin embargo, tales como Cd y Pb no poseen una actividad fisiológica sobre la planta pero también pueden ser capturados (Chaney, 1983; Baker *et al.*,1991). Un contaminante capturado no degradado rápida o completamente por la planta propicia la fitoacumulación.

3.3.2. Fitoestabilización. Éste mecanismo minimiza la migración de los contaminantes en el suelo. Este proceso toma la ventaja de la habilidad de las raíces de la planta para alterar las condiciones del suelo, como el pH y el contenido de humedad de la tierra. Algunas raíces ocasionan que el metal se precipite reduciendo su biodisponibilidad. Una ventaja sobre la fitoacumulación, es que no se requiere de disposición del material de la planta. Con una apropiada selección de especies vegetales y condiciones del suelo, puede ser posible estabilizar ciertos contaminantes (particularmente metales) reduciendo la interacción con la biota presente (Cunningham *et al.*, 1995).

3.3.3. Fitodegradación. Es el uso de plantas y microorganismos asociados (biorremediación asistida por plantas) para degradar contaminantes orgánicos. Las raíces de las plantas en conjunto con sus microorganismos rizosféricos son utilizados para remediar suelos contaminados con contaminantes orgánicos. (Chaney *et al.*, 1997; Raskin *et al.*, 1997). Los fenoles han sido degradados por plantas como *Solanum tuberosum* y *Raphanus sativus* que contienen peroxidasa que es una enzima que cataliza la oxidación de ciertos compuestos donadores de hidrógeno, como fenoles y aminas aromáticas por medio de peróxidos (H_2O_2), (Roper *et al.*, 1996; Dec y Bollag, 1994). Especies de *Populus spp.* Son capaces de transformar tri-cloro-etileno en suelo y agua superficial (Strand *et al.*, 1995; Newman *et al.*, 1997).

3.3.4. Fitovolatilización. Es un mecanismo por el cual las plantas convierten un contaminante en forma volátil, con lo que remueven el contaminante del suelo o agua (Terry *et al.*, 1995) por medio de su follaje. En asociación con microorganismos se convierte de selenio a dimetil-selenio que es menos tóxico y es la forma volátil del selenio. De manera similar, algunas plantas transgénicas (*Arabidopsis thaliana*) han

convertido sales de mercurio orgánico e inorgánico a volátil, que es su forma elemental (Watanabe, 1997).

3.3.5. Rizodegradación. Es un tratamiento biológico de un contaminante por el incremento de la actividad bacteriana y fungi en la rizósfera de ciertas plantas vasculares. Las plantas y los organismos a menudo tienen relaciones simbióticas haciendo la zona de la raíz o rizósfera un área de mucha actividad microbiana (Anderson *et al.*, 1993; Schwab *et al.*, 1995). Las plantas pueden moderar los ambientes geoquímicos en la rizósfera, proporcionando condiciones para el crecimiento de bacterias y hongos degradando los contaminantes orgánicos. Los restos de la planta y las raíces exudativas proporcionan nutrientes como el nitrato y fosfato para reducir o eliminar la necesidad de adicionar fertilizantes. La raíz penetra el suelo, proporcionando zonas de aireación y estimula la biodegradación aeróbica (Susarla *et al.*, 2002).

Básicamente, existen dos tipos de fitorremediación aplicables a los suelos contaminados por metales pesados: la fitoestabilización y la fitoextracción. La fitoestabilización se utiliza en los suelos donde la gran cantidad de contaminantes imposibilita la fitoextracción, y se basa en el uso de plantas tolerantes a los metales para inmovilizarlos a través de su absorción y acumulación en las raíces o precipitación en la rizósfera, reduciendo así su movilidad y su biodisponibilidad para otras plantas o microorganismos. Por otra parte, la fitoextracción, también conocida como fitoacumulación, consiste en la absorción y translocación de los metales desde las raíces hasta las partes aéreas de las plantas, que posteriormente se cortarán y serán incineradas o bien acumuladas con el objetivo de reciclar los metales (Susarla *et al.*, 2002).

Las plantas adecuadas para llevar a cabo acciones de este tipo deben cumplir algunas características como la tolerancia al metal que se desea eliminar (plantas hiperacumuladoras), que la acumulación se produzca fundamentalmente en la

parte aérea de la planta, que presenten un rápido crecimiento y una alta producción de biomasa en la parte aérea.

3.4. Aplicación de fitotecnologías.

Estas fitotecnologías se pueden aplicar tanto a contaminantes orgánicos como a los inorgánicos presentes en sustratos sólidos, líquidos o en el aire como se describen en la tabla 1.

Tabla 1. Tipos de fitotecnologías y su aplicación

Fitotecnología	Proceso involucrado	Contaminación tratada	Plantas típicas
FITOEXTRACCIÓN (suelo, sedimentos, aguas residuales, lodos)	Las plantas se usan para concentrar principalmente metales en las partes cosechables (parte aérea). Las plantas importantes para la fitoextracción de metales pesados son denominadas hiperacumuladores ya que tienen una gran tolerancia a éstas sustancias y pueden absorberlas en grandes cantidades.	Metales (Ag, Cd, Co, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn); radioisótopos (⁹⁰ Sr, ¹³⁷ Cs, ²³⁹ Pu, ²³⁸ U, ²³⁴ U); no metales (As, B).	Girasol, Mostaza de la India, Nabos, Cebada, Lúpulo, Crucíferas, Ortigas, Diente de León.
FITOESTABILIZACIÓN (suelo, sedimentos y lodos)	Las plantas tolerantes a metales se usan para reducir la movilidad de los mismos y evitar el pasaje a napas subterráneas o al aire. Este principio es usado cuando se plantan coberturas vegetales en sitios conteniendo contaminantes orgánicos o inorgánicos; o cuando se usan árboles como barreras hidráulicas para permitir el filtrado de contaminantes orgánicos e inorgánicos. Se requiere un aporte de fertilizantes y adecuación del suelo.	Lagunas de deshecho de yacimientos mineros. Propuesto para fenólicos y compuestos clorados.	Álamos
FITOESTIMULACIÓN (agua y suelo)	Las raíces secretan exudados (enzimas y ácidos orgánicos, entre otros) que estimulan el crecimiento de diversas bacterias y hongos en la rizósfera. Estos microorganismos pueden tener diversas características biorremediadoras.	Hidrocarburos derivados del petróleo y poliaromáticos, benceno, tolueno, atrazina, etc.	Liberadoras de compuestos fenólicos (mora, manzano); Pastos con raíces fibrosas (contaminantes hasta 1 m de profundidad); Árboles freatófitos (contaminantes hasta 3 m de prof.)

Fitotecnología	Proceso involucrado	Contaminación tratada	Plantas típicas
FITOTRANSFORMACIÓN Comprende los procesos de fitodegradación y fitovolatilización.	FITODEGRADACIÓN (suelo y agua) Las plantas acuáticas y terrestres captan, almacenan y degradan compuestos orgánicos para dar subproductos menos tóxicos o no tóxicos. Las plantas pueden desarrollar una serie de reacciones para metabolizar o mineralizar compuestos orgánicos.	Municiones (TNT, DNT, RDX, nitrobenzeno, nitrotolueno), atrazina, solventes clorados, DDT, pesticidas fosforados, fenoles y nitrilos, etc.	Árboles freatófitos; Pasturas; Leguminosas
	FITOVOLATILIZACIÓN (suelos, sedimentos, lodos y agua subterránea) Las plantas captan y modifican metales pesados o compuestos orgánicos y los liberan a la atmósfera con la transpiración. Los compuestos liberados a la atmósfera pueden ser más fácilmente degradados.	Mercurio, selenio y solventes clorados (tetraclorometano y triclorometano)	
RIZOFILTRACIÓN (agua subterránea extraída, agua superficial y agua residual)	Las raíces de las plantas se usan para absorber, precipitar y concentrar metales pesados a partir de efluentes líquidos contaminados y degradar compuestos orgánicos.	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, plomo selenio, zinc isótopos radioactivos, compuestos fenólicos	Plantas acuáticas emergentes y plantas acuáticas sumergidas
RIZODEGRADACIÓN	Similar a la fitodegradación pero aquí los hongos y las bacterias que habitan en el suelo alrededor de las raíces de las plantas son los encargados de degradar los contaminantes.		

Fuente:(Schnoor, 1997). Tabla extraída de (Beltrán, 2001)

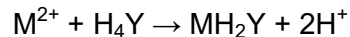
3.5. Ácido etilendiaminotetraacético (EDTA)

Es una sustancia utilizada como agente quelante que puede crear complejos con un metal que tenga una estructura de coordinación octaédrica. Coordina a metales pesados de forma reversible por cuatro posiciones acetato y dos amino, lo que lo convierte en un ligando hexadentado, y el más importante de los ligandos quelatos.

El EDTA, ácido etilendiaminotetraacético, tiene cuatro carboxilos y dos grupos amino; grupos que pueden actuar como donantes de pares electrones, o bases de Lewis. La capacidad de EDTA para potencialmente donar sus seis pares de electrones para la formación de enlaces covalentes coordinados a cationes metálicos hace al EDTA un ligando hexadentado. Sin embargo, en la práctica EDTA suele estar parcialmente ionizado, y, por tanto, formar menos de seis enlaces covalentes coordinados con cationes metálicos.

El disodio EDTA se utiliza comúnmente para estandarizar las soluciones acuosas de cationes de metales de transición. La forma abreviada de **Na_{4-x}H_xY** se puede utilizar para representar a cualquier especie de EDTA, con la designación de **x** número de protones ácidos enlazados a la molécula de EDTA.

El EDTA forma un complejo octaédrico con la mayoría de cationes metálicos 2⁺, M²⁺, en solución acuosa. La razón principal de que el EDTA se utiliza de manera amplia en la normalización de los cationes metálicos de soluciones es que la constante de formación para la mayoría de complejos cationes metálicos con EDTA es muy alta, lo que significa que el equilibrio de la reacción es:



Las técnicas agronómicas pueden ser utilizadas para el mejoramiento del crecimiento de las plantas en un suelo que se desea fitorremediar, alguna de ellas serían la irrigación, fertilización, cambio de pH y manejo del suelo para la alteración de la composición iónica del suelo (Cunningham y Ow, 1996). Los agentes quelantes han sido utilizados como extractores en suelos, un recurso para la fertilización de micro nutrientes, y para mantener la solubilidad de los micro nutrientes en soluciones hidropónicas. La formación de complejos de metal-quelato genera la precipitación y mantiene su biodisponibilidad para la absorción por las plantas (Salt *et al.*, 1995).

Los iones metálicos reaccionan con donadores de pares de electrones para formar complejos llamados quelatos; la especie donadora que es llamada ligando o quelante, debe tener al menos un par de electrones sin compartir disponibles para la formación del enlace. Los agentes quelantes se clasifican de acuerdo con la cantidad de grupos donadores de electrones que posea, pudiendo ser monodentado, bidentado, tridentado, tetradentado, pentadentado y hexadentado.

La reacción de formación del quelato es una reacción reversible que es soluble en disolución, pero en algunos casos la adición de quelantes a un ión metálico da como resultado especies insolubles, como es el caso del níquel-dimetilglioxima (Skoog *et al.*, 2005). El ácido etilendiaminetetraacético (EDTA), es un quelato hexadentado que contiene grupos carboxílicos y aminas; la molécula de EDTA tiene seis posibles sitios de unión con un ión metálico, 4 grupos carboxílicos y dos grupos amino (Figura 1).

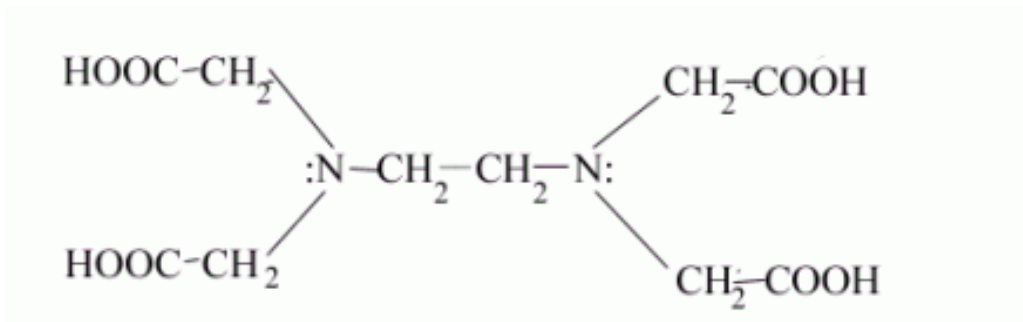


Figura 1. Estructura del EDTA (Skoog *et al.*, 2005).

Los agentes quelantes son sustancias que tienen la posibilidad de enlazar de modo primordial y selectivo a ciertos iones metálicos polivalentes, con lo cual dichos metales pierden la posibilidad de ejercer su actividad biológica. (Gutiérrez y López de Cerain, 2001). Los agentes quelantes como el EDTA se usan en muchos alimentos, para formar complejos con los iones metálicos presentes en cantidades muy pequeñas y que pueden catalizar las reacciones de descomposición. (Brown *et al.*, 2004).

El EDTA es probablemente el quelante más estudiado en los recursos de fitorremediación, y ha sido utilizado satisfactoriamente en la fitoextracción de plomo en suelos contaminados (Araújo y Xing, 2006), Cunningham y Ow, 1996, encontraron un aumento de metales, específicamente plomo, en la solución del suelo al agregar EDTA como quelato; Salt y colaboradores (1995), encontraron un aumento de cadmio en plantas de mostaza parda (*Brasica juncea*), de 64 ug/g de peso seco de planta, a 875 ug/g de peso seco, al agregar un agente quelante en suelos contaminados con cadmio.

Shahandeh y Hossner (2000) determinaron en su investigación que la adición de EDTA aumentaba la biodisponibilidad y acumulación de Cr(III), el cual es relativamente insoluble en las raíces y tallos de algunas plantas, especialmente en plantas de mostaza parda y girasol, además que la mayor acumulación ocurría en los tallos y en menor cantidad en las raíces.

Chen y Cutright (2001) realizaron un experimento similar, pero utilizando solo planta de girasol para tres metales pesados y dos quelatos EDTA y HEDTA (ácido hidroxietilendiamiotetraacético). Concluyeron que el EDTA a 0.5 g/kg de suelo, fue el mejor tratamiento en cuestión de crecimiento ya que aumentó significativa la biomasa obtenida; igualmente que la adición de EDTA a 1 g/kg de suelo, aumentó la disponibilidad de cromo cerca del 60%. En este caso encontraron que la mayor acumulación de cromo ocurría en las raíces y no los tallos, además que la adición de EDTA aumentaba en mayor cantidad de cromo disponible que níquel y cadmio.

A diferencia de los resultados anteriores, Yu y Gu (2008) realizaron experimentos para evaluar la fitoextracción de cromo en solución hidropónica con dos especies de plantas y diferentes concentraciones de EDTA, encontrando que la mayor biodisponibilidad y absorción de cromo ocurría en ausencia del agente quelante, pero que la presencia de EDTA aumentaba más la biodisponibilidad y absorción de Cr(III) que Cr(VI).

3.6. El Plomo (Pb).

El Plomo (Pb) es un metal pesado (densidad relativa, o gravedad específica, de 11.4g/mL a 16°C), no tiene olor ni sabor especial, de color grisáceo, con aspecto brillante cuando se corta, al ser expuesto al aire se oxida rápidamente lo cual se denota a través del tono mate que adquiere. Muy dúctil, maleable y resistente a la corrosión, y pobre conductor de la electricidad, son características que lo hacen un elemento de amplia aplicación en metalurgia y electricidad. Número atómico 82, masa atómica 207.19 g/mg, densidad 11.4 g/mL, funde a 327 °C y hierve a 1,725 °C. Aunque resiste la acción del ácido sulfúrico y clorhídrico, se disuelve con facilidad en ácido nítrico concentrado caliente y ácidos orgánicos (cítrico, acético), originándose sales solubles.

La mayor parte de las emisiones de plomo hacia la atmósfera proviene de actividades como la minería, la producción de materiales industriales y de la quema de combustibles fósiles (tabla 2).

Tabla 2. Estimación de la emisión antropogénica de plomo hacia la atmósfera* (toneladas / año).

Fuente	Emisión
<u>Combustión de carbón</u> Plantas de energía eléctrica Industrial y doméstico	780 - 4,650 990 - 9,900
<u>Combustión de petróleo</u> Plantas de energía eléctrica Industrial y doméstico	230 - 1,740 720 - 2,150
<u>Producción de plomo</u> Minería Producción de plomo Producción de cobre - Ni Producción de cadmio - Zn	1,700 - 3,400 11,700 - 31,200 11,000 - 22,100 5,520 - 11,500
<u>Otros</u> Producción de acero Fuentes móviles	1,070 - 14,200 248,030

Fuente: (Environmental Health Criteria 165, Inorganic Lead, OMS 1995).

3.6.1. Aplicaciones del Plomo.

El plomo tiene muchas aplicaciones. Se usa en la fabricación de baterías, municiones, productos metálicos (soldaduras y cañerías) y en dispositivos para evitar irradiación con Rayos X. Entre sus principales usos se encuentran los siguientes:

- Antidetonante en gasolinas
- Vidriado de utensilios de barro
- Fabricación de baterías
- Tanques de almacenamiento
- Producción de municiones
- Soldaduras para equipo de cómputo
- Fabricación de soldaduras
- Cerámicas para tecnología de ultrasonido
- Producción de pinturas

A la fecha se han realizado diversos estudios a nivel nacional e internacional a través de los cuales se han tratado de identificar los niveles de toxicidad para el plomo y sus compuestos. Sin embargo, esta tarea es difícil debido a los numerosos factores que tienen influencia, como pueden ser las características de la persona expuesta (edad, peso, tipo de alimentación, estado de salud, estilo de vida, etc.), el tipo de compuesto, el tiempo de exposición, dosis de exposición, vías de exposición (contacto dérmico, ingestión e inhalación).

En el caso de la inhalación como sucede en las fundiciones donde los trabajadores están expuestos a humos y polvos. Los síntomas asociados son pérdida de peso en niños, debilidad, anemia y déficit neuroconductual. En los adultos se manifiesta como problemas gastrointestinales (Cámara Minera de México, 2006).

3.7. El cromo (Cr).

El cromo existe en aproximadamente 122 ppm en las rocas de la corteza de la Tierra, y es comparable en abundancia con el vanadio y cloruro. Las fuentes menos abundantes son la crocoita, PbCrO_4 y el ocre cromo, Cr_2O_3 , también las piedras preciosas, esmeralda y rubí tienen trazas de cromo que les dan ese color característico. El cromo puede combinarse con varios elementos no metálicos (oxígeno, fluor, cloro, etc.) y aniones poliatómicos (nitratos, sulfatos, etc.), formando compuestos estables, solubles e insolubles.

Los compuestos de cromo pueden tomar varios colores brillantes que son el reflejo del compuesto con el cual está formado el mineral; los óxidos de cromo (III) son conocidos como verde cromo u ocre cromo, el cromato de bario es nombrado como amarillo de barita o cromo limón, el cromato de plomo es llamado como rojo cromo o naranja cromo, el cromato de calcio es conocido como calcio cromo amarillo y también algunos cromatos de plomo son citados como verde cromo. El cromo se localiza de manera natural en todas las fases del ambiente, incluyendo aire, agua y suelos. Naturalmente se encuentra en los suelos en un intervalo de 10 a 50 mg/kg, aunque en suelos serpentinos pueden determinarse en concentraciones de 500 a 125,000 mg/kg (Reeves y Baker, 2000; Shanker *et al.*, 2005), dependiendo del material parental, en agua dulce y agua de mar en intervalos de 0 a 117 y 0 a 0.5 $\mu\text{g/L}$, en el aire se puede situar de 1 a 545 $\mu\text{g/m}^3$, y en plantas y animales entre 0.006 a 18 mg/kg, y de 0.03 a 1.6 mg/kg, respectivamente (Shanker *et al.*, 2005).

3.7.1. Contaminación del cromo

Debido a su naturaleza tóxica el cromo se presenta frecuentemente como un contaminante del ecosistema terrestre. El uso de cromo a nivel industrial se encuentra en blindajes, pinturas, inhibidores corrosivos, textiles, fungicidas, refuerzos de acero y curtido, que favorecen a la diseminación en el ambiente; la industria del curtido es el mayor contribuyente de la contaminación de cromo en

los recursos de agua. Estas actividades antropogénicas aumentan su biodisposición.

La principal fuente de emisión de cromo al ambiente son los procesos industriales, la combustión de carbón y aceite aportan cerca de 1,723 toneladas métricas de cromo por año en emisiones atmosféricas (tabla 3). En el mundo, las principales actividades industriales que utilizan el cromo como materia prima son: la industria metalúrgica, la química y la refractaria. (Tellez *et al.*, 2004; U.S. HHS, 2008).

Tabla 3 - Emisiones estimadas de cromo a la atmósfera (Martines, 2005).

Fuente	Emisiones de Cr (ton métricas/año)
Combustión de carbón	2.65 – 17.81
Combustión de petróleo	0.41 – 2.15
Acero y hierro	2.58 – 25.76
Residuos de Incineración	0.089 – 0.89
Lodos de aguas municipales	0.14 – 0.41
Producción de cemento	0.81 – 1.61
Suelo suspendido	45.36
Actividad volcánica	3.54

El cromo en suelo existe predominantemente como Cr(III) y Cr(VI), siendo este último más soluble que el Cr(III), y calificado como riesgoso para la salud humana debido a su alta solubilidad, toxicidad y movilidad (Shanker *et al.*, 2005; Shahandeh y Hossner, 2000) y es calificado como cancerígeno, tóxico y mutagénico en humanos y animales, también está asociado con la disminución de crecimiento de plantas y cambios morfológicos (Bareen y Anjum, 2010; Krishna y Philip, 2004).

El cromo en los desechos industriales de empresas que lo utilizan para su proceso es inevitable. Los productos de desechos encontrados son principalmente Cr (VI) como ácido crómico y otros productos de Cr (VI), también se encuentran residuos de Cr (III) en menor cantidad y cromo metálico en algunos casos.

El comportamiento del cromo al contacto con el ser humano es de dos maneras diferentes; el cromo (III) es un oligoelemento, indispensable para procesos bioquímicos y fisiológicos necesarios para la vida, tiene acciones específicas en el metabolismo de la glucosa y los ácidos grasos, así como también desempeña un importante papel en diferentes reacciones enzimáticas; a diferencia del cromo (VI) que está clasificado por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) por sus siglas en inglés, (International Agency for Research on Cancer) (tabla 4) en el grupo de cancerígeno comprobado en humanos (Téllez *et al.*, 2004).

Tabla 4. Efectos del cromo en la salud (Adaptado de ATSDR, 2000).

	Efectos
Vías Respiratorias	Irritación en la nariz, secreción nasal, asma, tos, falta de aliento, respiración jadeante, alergias. Se ha observado igualmente problemas en las vías respiratorias de animales expuestos a cromo en el aire.
Estómago e intestino delgado	Afecta con irritación y úlceras; en animales la ingesta de Cr (VI) produce los mismo efectos y anemia.
Sistema reproductivo	En animales de laboratorio expuestos a Cr(VI), se ha observado daño en los espermatozoides
Cáncer	La IARC ha determinado que los compuestos de Cr (VI) son carcinógenos en seres humanos. La inhalación puede producir cáncer de pulmón, en agua potable puede aumentar los riesgos de tumores del estómago.

Fuente: IARC (International Agency for Research on Cancer), (1990).

Las vías de exposición al cromo pueden observarse en distintas maneras, principalmente la exposición ocupacional para pintores (cromo III y cromo VI), trabajadores que mantienen o reparan copiadoras y que desechan polvos de toner de copiadoras (cromo VI), fabricantes de baterías (cromo VI), fabricantes de velas (cromo III y cromo VI), fabricantes de colorantes (cromo III), impresores (cromo III y cromo VI), fabricantes de caucho (cromo III y cromo VI), trabajadores en la industria del cemento (cromo III y cromo VI) o se puede estar expuesto a través de vertederos con desechos que contienen cromo, plantas industriales que manufacturan o usan cromo y compuestos que contienen cromo, plantas que producen cemento, torres industriales de refrigeración, corrientes de agua que reciben descargas de industrias de galvanoplastia, curtido de cuero y textiles (ATSDR, 2000). El Cr representa un riesgo a la salud principalmente en su forma oxidada, en mayor proporción a las personas que trabajan en la industria del acero y textil. Si el Cr es absorbido por el organismo puede causar irritación y sangrado de nariz, erupciones cutáneas, úlceras estomacales, debilitamiento del sistema inmunológico, daño en riñones e hígado, cáncer de pulmón entre otras consecuencias (Martínez, 2008).

Debido a los problemas que pueden presentar la contaminación del ambiente con cromo y por ende la exposición de la población, se han establecido límites máximos permisibles para los distintos ambientes (tabla 5). (Basabe, 2013).

Tabla 5. Límites máximos permisibles de cromo.

Legislación	Límite Máximo Permissible
Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.	Cr Total 0.5 – 1.5 mg/L
Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos	Cr(VI) Promedio mensual

permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.	0.5 mg/L Promedio diario 0.75 mg/L
Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental – Lodos y biosólidos – especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.	Cr Total Biosólidos excelentes 1,200 mg/kg Biosólidos buenos 3,000 mg/kg
Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005, que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos	Lodos de curtiduría Corrosivos Reactivos Tóxicos
Norma Oficial Mexicana NOM-047-SSA1-2011, Salud ambiental - Índices biológicos de exposición para el personal ocupacionalmente expuesto a sustancias químicas.	Cr Total Orina 25 ug/L Sangre 10 ug/L
Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio y/o vanadio.	Cr(VI) Uso agrícola/residencial/comercial 280 mg/kg Uso industrial 510 mg/kg
NORMA Oficial Mexicana NOM-040-ECOL-2002, Protección ambiental - Fabricación de cemento hidráulico - Niveles máximos permisibles de emisión a la atmósfera.	Cr total 0.7 mg/m ³
Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y	Cr total 0.05 mg/L

tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.	
Agencia de Protección Ambiental - EPA (Environmental Protection Agency) – Agua para consumo	Cr (VI) y Cr(II) 100 ug/L
Administración de Seguridad y Salud Ocupacional - OSHA (Occupational Safety & Health Administration) – Aire en ambiente durante jornada laboral	Cr(II) y Cr(III) 500 ug/m ³ Cr(VI) 5 ug/m ³
Instituto Nacional de Seguridad y Salud Ocupacional - NIOSH (The National Institute for Occupational Safety and Health) – Aire en ambiente durante jornada laboral	Cr(II) y Cr(III) 500 ug/m ³ Cr(VI) 0.2 ug/m ³

Fuente: Environmental Protection Agency (EPA). Adaptada de SEMARNAT.

3.8. El cadmio (Cd)

El cadmio es un metal que forma parte del grupo IIB de la tabla periódica, con un peso atómico de 112.41; la forma iónica del cadmio (Cd^{2+}) esta usualmente combinada con formas iónicas del oxígeno (óxido de cadmio CdO_2), cloruro (cloruro de cadmio, $CdCl_2$) o sulfuros (sulfato de cadmio $CdSO_4$); se ha estimado que 300,000 toneladas de cadmio son liberadas al ambiente cada año de las cuales 4,000 a 13,000 toneladas son derivadas de las actividades humanas; casi todo el que se produce es obtenido como subproducto de la fundición y refinamiento de los minerales de zinc, pigmentos de industrias textiles, reciclaje de subproductos a base de hierro, aceites para motores, el uso de fertilizantes y pesticidas.

Las fuentes antropogénicas de cadmio incluyen emisiones industriales, la aplicación de fertilizantes y la irrigación con aguas negras en sembradíos.

Este metal se encuentra en forma de sales como el sulfato de cadmio ($3\text{CdSO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) (Reyes *et al.*, 2007), el cual se utiliza como astringente. El sulfuro de cadmio (CdS), que aparece como un precipitado amarillo brillante cuando se pasa sulfuro de hidrógeno a través de una disolución de sal de cadmio, es un pigmento importante conocido como amarillo de cadmio. El seleniuro (CdSe), se utiliza también como pigmento.

El cuerpo humano no necesita cadmio en ninguna forma. El cadmio es dañino en dosis muy pequeñas. El envenenamiento por cadmio produce osteoporosis, enfisema pulmonar, cáncer de pulmón, cáncer de próstata, hipertensión, diversas cardiopatías y retraso en la habilidad verbal de los niños.

El cadmio está presente en suelos contaminados, en algunas tuberías antiguas, en algunas pinturas (sobre todo de color rojo, amarillo y naranja) y en algunos plásticos. El cadmio puede ser adquirido por ingerir polvo contaminado, por el uso de utensilios de plástico en la alimentación, por inhalar humo de tabaco y por ingerir agua contaminada.

Las medidas preventivas contra el envenenamiento por cadmio giran en torno a evitar su ingesta. Incrementar los hábitos de higiene en las zonas donde exista este metal en el polvo; no fumar; beber preferentemente agua purificada y usarla para cocinar y lavarse los dientes; no usar utensilios de plástico para preparar, guardar o servir alimentos; evitar que los niños muerdan juguetes de plástico, bolígrafos, etc.; evitar los mariscos y las vísceras pues acumulan el cadmio.

También ayuda tomar megadosis de vitamina C (varios gramos al día); tomar alimentos ricos en bioflavonoides (centeno germinado, polen de abeja, por ejemplo); tomar levadura de cerveza que contiene el complejo B y selenio (Galvao y Corey, 1987).

3.8.1. Fuentes del cadmio

El cadmio y sus derivados, en especial hidróxido de cadmio, se emplean además en los procesos de galvanoplastia y electroplateado en la fabricación de acumuladores alcalinos y lámparas de vapor; para moderar la velocidad de fisión de las sustancias radiactivas en los reactores nucleares. El sulfuro de cadmio se utiliza para dar color amarillo o naranja, los sulfuros de selenio y cadmio se utilizan para conseguir pinturas rosas, rojas y marrones; estos pigmentos son particularmente útiles para aplicaciones que requieren altas temperaturas o presiones, por eso se utilizan comúnmente en la fabricación de plásticos, cerámicos y pinturas. Los pigmentos de cadmio también se utilizan en las señales de tránsito y en las botellas de vidrio; y los carboxilatos de cadmio como estabilizadores de cloruro de polivinilo (PVC).

El cadmio está asociado a minerales de zinc y de fósforo, a manera de impureza, por lo que los fertilizantes basados en estos elementos pueden contener cadmio, que se llega a convertir en contaminante y acumularse, posteriormente, en los organismos vivos que ingieran material vegetal, procedente de suelos, a los que se les ha aplicado, continuamente, zinc y fósforo. En las plantas, la absorción de cadmio es determinada, principalmente, por su concentración en el suelo, por el pH y las especies vegetales en estudio, se acumula en las hojas, con cantidades que oscilan entre 0,07 y 18 ppm; en los suelos ácidos es el elemento más disponible para las plantas. Aún en concentraciones bajas, el cadmio es persistentemente tóxico y se centraliza en cadenas alimenticias, las plantas no poseen mecanismos de excreción para el metal (Galvao y Corey, 1987).

3.9. Paulonia imperial (*Paulownia tomentosa*)

Los orígenes de esta planta remontan a China, donde se le conoce como el "árbol del dragón" y como Tung, también se le conoce como "árbol emperatriz o árbol princesa" y del nombre de una princesa, Anna Pavlovna (1795-1865) surgió su nombre científico: *Paulownia*. Esta es bien conocida en su lugar de origen, siendo

usada su madera para muebles, hay gente que hace té con sus hojas, la miel que se llega a producir a base de su polen es de buena calidad, también forma parte de algunas leyendas en algunas culturas de donde proviene e incluso existen tradiciones como la de plantar un ejemplar de esta especie cuando nace una mujer para que al llegar el día de la boda de ella, corten el árbol y se use para su dote.

Es un árbol nativo de China que mide de 10 a 25 metros de altura, que tiene enormes hojas de 20 a 40 cm de ancho, en pares opuestos en las ramas. Las flores aparecen a principios de la primavera, en panículas de 3 cm de longitud, con una corola tubular púrpura (figura 2). El fruto es una cápsula seca con miles de diminutas semillas. Muy popular en su nativa China para reforestaciones, cortinas en caminos y como ornamento. Crece en multiplicidad de suelos, notablemente en los pobres, pero necesita mucha luz y no le gusta una capa freática alta, cuenta con raíces resistente y de tipo pivotante (Zhao et al., 1986).



Figura 2. *Paulownia tomentosa*

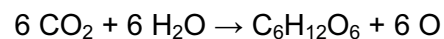
La madera de paulonia es pálida, muy liviana, de grano fino, suave, resistente. Es muy importante en China, Corea y Japón para elaborar instrumentos musicales como el guqin, guzheng, pipa, koto, gayageum y guitarras eléctricas de bajo costo. Además, es utilizada para hacer carbón pirotécnico y sus hojas se ocupan en preparaciones vermícidas. Es un árbol que crece extremadamente rápido, algunas especies de paulonia pueden ser taladas a los cinco años en condiciones ideales. Una situación singular de este ejemplar es que luego de ser cortado, rebrota desde las raíces existentes, por lo que también se le conoce como el “árbol fénix”.

La paulonia tiene habilidades para recuperar áreas ecológicamente estresadas, erosionadas y de baja fertilidad. Su sistema particular penetra profunda y rápidamente en suelos compactados y contaminados. Es un fitorremediador que incrementa el contenido orgánico de suelos degradados; procesa y filtra contaminantes en el ascenso de soluciones a su sistema vascular, y emitiendo oxígeno a la atmósfera (Gutiérrez, 2009).

Es un árbol que pertenece a la familia de paulonias, las cuales son 9 árboles con características muy parecidas y que entre ellas hay ciertas variaciones en sus características como: elevada fijación de dióxido de carbono, gran producción de oxígeno, una madera liviana, altos niveles de nitrógeno en sus hojas principalmente, rápido crecimiento general de todas sus partes y también de regeneración, entre otras .

3.9.1. Características de la paulonia

a) Fijación de dióxido de carbono elevada en comparación con otras plantas. Esta característica se debe a procesos químicos, principalmente la fotosíntesis. La fotosíntesis visto de forma simple, es el proceso químico que transforma dióxido de carbono y agua, en alimento para la planta y oxígeno en presencia de luz, como se ve en la siguiente fórmula:



Pero visto desde una forma más profunda, este proceso se realiza en diferentes fases:

- Fase lumínica: La luz solar es absorbida por la clorofila, se produce ATP y se produce una separación de los átomos que forman el agua, liberándose el oxígeno y siendo absorbido el hidrógeno para formar NADPH (poder reductor).
- Fase oscura: Se usa el dióxido de carbono para formar carbohidratos por medio de un ciclo de varias etapas llamado Ciclo de Calvin.

Con este proceso, se absorbe del dióxido de carbono, pero al hacer esto, lo que se hace realmente es "almacenar" este carbono dentro de las plantas, por lo que puede pasar a otra fase de la cadena alimenticia o volver ser liberado al momento de que el árbol deje de vivir. Otro dato más es que este proceso varía por muchos factores del ambiente, como por propiedades de las plantas (*ZHU ZHAO-HUA et al.; 1986*).

Principalmente son:

- Luz
- Humedad.
- Concentración dióxido de carbono en el aire.
- Temperatura.
- Superficie y tamaño de la hoja (la *Paulonia Tomentosa* posee hojas grandes que le favorecen en esto).
- Cantidad de clorofila.
- Edad de la planta.

3.9.2. Capacidades fotosintéticas de *Paulownia tomentosa*

Tiene capacidades fotosintéticas elevadas en comparación con otras plantas como:

- *Platanus x hispanica* (Plátano) 478 kg.CO₂ /año
- *Quercus ilex* (Encina) 5.040 kg.CO₂ /año
- *Melia azederach* (Melia) 5.969 kg.CO₂ /año

Aunque hay especies de pinos que le igualan e incluso superan en la producción de CO₂ por árbol en un año. Para saber cuánto dióxido de carbono ha usado la planta, se puede calcular a partir de su biomasa y conociendo algunos datos:

- Se estima que la cantidad de carbono que almacena la Paulonia es aproximadamente del 49,5%. (esto implica que de la masa total de la planta el 49,5% corresponde sólo a átomos de carbono)
- $\text{Peso CO}_2 / \text{Peso C} = 44/12 = 3.67$ (Relación masas CO₂/C)

Así, multiplicando los valores de biomasa por el contenido en carbono y por 3.67 se obtienen los valores de CO₂ acumulado aproximadamente.

Las hojas son muy nutritivas debido a la gran cantidad de nitrógeno en ellas. Esto se basa en principios físicos en relación a la cantidad de masa de nitrógeno que posee la *Paulownia Tomentosa*. Los niveles de nitrógeno en las hojas de la paulonia son relativamente altos, al grado de poder ser comparados con las de las plantas leguminosas. Al mismo tiempo, tanto las hojas como las flores de esta especie contienen grasas, azúcares y proteínas. La producción de nitrógeno normalmente de una paulonia está dada por:

Las hojas son ricas en nitrógeno, siendo un 3,09% del peso en seco.

Una Paulonia normal de 8-10 años, produce aproximadamente 100 kg de hojas por año (En hojas secas esto serían 28 kg, aproximadamente).

Con una sola planta, se produce ya una buena cantidad de nitrógeno en hojas, por lo que varias juntas ya pueden producir grandes cantidades de nitrógeno para el suelo (Zhao *et al.*, 1986).

Las hojas normalmente tienen 2 opciones una vez arrancadas de la planta:

- Son comidas por otros seres vivos.
- Se descomponen y nutren al suelo con una buena cantidad de nitrógeno.

3.9.3. Capacidad de crecimiento rápido y también de regeneración.

Esta característica se basa en principios físicos, relacionándose los conceptos de longitud y volumen con respecto a varias de sus etapas de vida, aunque también se explicaran principios estructurales, debido principalmente a como es su madera. El crecimiento elevado es debido a su alta capacidad fotosintética, ya que gracias a esta, obtiene una buena cantidad de carbono para su desarrollo. Aunque su crecimiento es rápido, su madera no es tan pesada, teniendo una densidad entre 0.26-0.33 g/cm³. Por lo que no contiene tanta materia en su estructura en un volumen indicado, aunque eso no significa que su madera no sea resistente (Gutiérrez, 2009).

La *Paulownia tomentosa* tiene varias características que pueden servir a los seres humanos y que se pueden aprovechar, aunque tratándose de esta especie, debe ser de forma controlada, en cuanto la cantidad de individuos de la especie y su expansión en un terreno, ya que es una especie invasiva, y por lo tanto puede afectar los ecosistemas.

- Su madera no es tan resistente como para su uso en estructuras fuertes, pero lo suficiente para otros usos como la fabricación de muebles y algunas cajas.
- La miel de paulonia posee buenas propiedades, siendo nutritiva y deliciosa.
- Sus hojas se pueden usar de forraje para alimentar animales.
- Las hojas contienen grasas, azúcares y proteínas, sin olvidar que su aporte de nitrógeno es considerable.
- Sus hojas también son aprovechadas para la producción de abono.
- Debido a su estructura tiene buenas propiedades para la fabricación de instrumentos musicales.
- Mucha gente que quiere hacer algo contra el cambio climático termina llegando a conocer sobre la Paulonia debido a sus capacidades de absorción del dióxido de carbono. Debido a esto mucha gente intenta expandirlas con el fin de que haya más plantas de estas para disminuir los niveles de gases de invernadero que nos afectan produciendo el cambio climático.
- En Texas se implementó un proyecto de plantar un millón de Paulonias con el fin de recuperar los terrenos infértiles que tienen en esa región.
- Los usos energéticos a partir de su biomasa como en las termoeléctricas, debido a su rápido crecimiento proporciona una buena cantidad de madera, además de absorber una buena cantidad de dióxido de carbono. Por lo cual existe un cierto equilibrio entre los niveles de oxígeno y de dióxido de carbono. (ZHU ZHAO-HUA *et al.*; 1986)

3.10. Suculenta (*Dudleya gatesii*)

Las plantas suculentas, también llamadas plantas grasas o plantas carnosas, son aquellas que han desarrollado tallos y hojas gruesas y carnosas para almacenar agua (figura 3).



Figura 3. Suculenta

La suculencia o engrosamiento es un fenómeno de adaptación que se produce en ecosistemas donde las precipitaciones son muy escasas, muy irregulares o donde la tierra tiene poca capacidad de almacenar agua. En algunas circunstancias porque llueve poco o porque lo hace esporádicamente. La suculenta se da especialmente en las zonas áridas (desiertos, tierras áridas mediterráneas, etc.) pero también en rocas, terrenos cársticos o suelos arenosos. La capacidad de almacenar agua se debe a que han desarrollado gran cantidad de tejidos especiales de naturaleza parenquimática, formado por células especializadas con grandes vacuolas que permiten este almacenaje; tiene tallos esféricos o columnares que otorgan un volumen superior con una superficie al aire, permitiendo una mayor reserva de líquidos y un contacto con el medio seco (Baldwin, 2013).

3.10.1. Tipos de plantas suculentas según su familia.

Cactáceas: Todas las plantas de esta familia son suculentas.

Agaváceas: Habitan en los lugares secos y semisecos de América especialmente en México, donde tienen una importancia desde el punto de vista ecológico y económico. De algunas se extraen bebidas como el pulque o el mezcal; otras se utilizan para la extracción de fibras. Existen aproximadamente 300 especies en esta familia que poseen succulencia, destacando los géneros agave, frucea, yucca, hosta, sansevieria, entre otras.

Aizoáceas: La mayoría de estas plantas viven en tierras desérticas y arenosas de Australia y Sudáfrica por lo que están muy adaptadas a resistir la sequía; entre ellas se destacan los géneros lithops, carpobrotus, aptenia, conophytum, faucaria, conicosia.

Crasuláceas: La mayoría de las 1400 plantas de esta familia son suculentas y se pueden encontrar en todas partes del mundo, especialmente en los espacios secos del hemisferio norte y en el sur de África; entre los géneros más importantes se encuentran aeonium, crassula, kalanchoe, sedum, sempervivum, pavhyphytum y umbillicus.

Euforbiáceas: constituyen un género de plantas muy diversas ya que se pueden encontrar árboles, arbustos o hierbas. Se distinguen por las flores en ciato y la presencia de látex en sus tejidos. Se trata de especies del género euphorbia, como por ejemplo: *Euphorbias canariensis*, *E. grandicornis*, *E. aphyllia*, *E. obesa*, *E. Tirucalli*, *E. regis jubae*, *E.atropurpurea*, entre otras.

Apocináceas: Existen unas 1500 especies aproximadamente. La mayoría proceden de las zonas tropicales o subtropicales de América, Asia y Oceanía. Todas ellas se caracterizan por poseer látex que suele ser tóxico. Algunas son conocidas por sus usos en jardinería como la adelfa, la vinca o la allamanda. Otras porque de ellas se extraen productos tan interesantes como la quinina (*Rauvolfia cafra*) o fuertes alcaloides, como el género thevetia.

Entre los géneros que presentan succulencia se tienen pachypodium, adenium, ceropegia, duvalia, caralluma o stapellia.

Portulacáceas: Existen unas 500 especies de plantas pertenecientes a esta familia de hierbas o arbustos. Se pueden encontrar principalmente en zonas áridas de África, Sudamérica y Australia. Entre los géneros con succulencia se encuentran portulaca, cisanthe talinum y portulacaria.

Didiereáceas: Tiene 11 especies de plantas suculentas que constituyen endemismos de Madagascar. Su aspecto es muy cactiforme, presentando espinas, tallos redondeados y algunas hojas caducas.

Asfodeláceas: Es una de las familias que antiguamente se incluían dentro de las liliáceas pero que muchos taxonomistas prefieren considerarlas como una familia propia. Viven en regiones templadas y tropicales de Europa, África y Asia, aunque la mayor cantidad de especies se encuentra en Sudáfrica. La mayoría de ellas presenta hojas con succulencia. Entre los géneros más característicos se conocen: Aloe, kniphofia, haworthia, gastería, paridesea, astroloba, bulbinella, eremurus, xeronema.

Hiacintáceas: Estaban incluidas dentro de la familia de las liliáceas. Aunque viven en climas templados o tropicales de Europa, Asia y África, prefieren clima mediterráneo. La mayoría de ellas presentan las hojas carnosas, pero los géneros con mayor succulencia son: ledebouria, scilla, muscari, leopoldia, galtonia, entre otras.

Las plantas suculentas son capaces de almacenar agua en cualquier parte de su organismo, engrosando por encima de lo normal esa parte, ya sean raíces, tallo y hojas. Los cactus son suculentas y pertenecen a la gran familia de las cactáceas y generalmente han transformado sus hojas en espinas para evitar la evapotranspiración en las épocas de sequía, también para proteger el tallo de los rayos solares. Para estas plantas se emplea el popular nombre de **cactus** por lo que el nombre de suculentas se utiliza para el resto de plantas que almacenan agua (Salt, 1995).

3.11. Girasol (*Helianthus annuus*)

Es una planta herbácea anual de la familia de las asteráceas, originaria de América y cultivada como alimenticia, oleaginosa y ornamental en todo el mundo. Los tallos son generalmente erectos e hispídos.



Figura 4. Girasol

La mayoría de las hojas son caulinares, alternas, pecioladas, con base cordiforme y bordes aserrados. La cara inferior es usualmente más o menos hispida, a veces glandulosa y la superior glabra (figura 4). El involucro es hemiesférico o anchado y mide 15-40 mm y hasta más de 20 cm. Las brácteas involucrales en número de 20-30, y hasta más de 100, ovaladas a lanceoladas - brutalmente estrechadas en el ápice - nerviadas longitudinalmente, con el borde generalmente hispido o hirsuto, al igual que sus caras exteriores, raramente glabras. Las hormonas vegetales son las que le dan fototropismo positivo al girasol joven: permiten un mayor crecimiento de los tejidos en un sentido, lo que facilita el giro de la planta. Las hormonas vegetales controlan todas las funciones de la planta: crecimiento, floración, maduración de frutos, fototropismo, etc. Las más conocidas son las de la familia de las auxinas (crecimiento y geotropismo), las giberelinas (proliferación celular), las citoquininas (germinación y floración), el ácido abscísico (aletargamiento) y el etileno (maduración y floración). El control de dichas

hormonas se debe a la interacción de diferentes factores como el sol, la luz directa, la gravedad, el calor, las cantidades de rayos UV, o a la relación con otros agentes químicos (Mani *et al.*, 2007).

3.12. Disposición de los residuos.

El problema de la contaminación del ambiente se puede establecer en varias ramas, las aguas residuales y el manejo de los residuos son dos de los tipos que pueden ser atendidos con la metodología de solidificación-estabilización (**SE**) (Tchobanoglous *et al.*, 2003). La solidificación estabilización es un proceso que se ha utilizado desde finales de los 80's para atrapar contaminantes limitando la movilidad y también disminuyendo su potencial de afectación al ambiente y que estos residuos puedan ser dispuestos en rellenos sanitarios (Culliname *et al.*, 1986) y en particular en Europa donde no se reciben sin pretretamiento (Aubert *et al.*, 2006).

De acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos la SE ha sido utilizada en el 24% de los casos de remediación de sitios contaminados con residuos peligrosos bajo control federal (USEPA, 2004). El proceso de SE ha sido considerado en esos casos, la mejor tecnología disponible demostrable para la remediación de sitios. Sin embargo, no es una tecnología que se encuentre totalmente desarrollada, Paria y Yuet, (2006) mencionan que muchos aspectos de esta metodología permanecen poco entendidos y mal cuantificados.

Existen varias técnicas de SE como son: la absorción en materiales, que comúnmente se ha utilizado para control de derrames; la coagulación y precipitación para insolubilizar sustancias y pasarlas a fase sólida; la cementación que usa cemento portland o puzolánico para crear monolitos de concreto que contengan principalmente contaminantes inorgánicos; la plastificación que forma estructuras termoplásticas que por polimerización atrapan compuestos orgánicos así como la vitrificación que mediante la producción de vidrio atrapa contaminantes inorgánicos y degrada orgánicos por oxidación (USEPA, 2004).

La cementación usando cemento portland presenta posibilidades para el atrapado de compuestos orgánicos e inorgánicos (Paria y Yuet, 2006). Existen reportes de autores que han probado la utilización de la SE con cemento portland como una aplicación exitosa para el tratamiento de residuos tóxicos con metales (Al-Tabbaa y Prose, 1996), residuos de la industria siderúrgica (Silveira *et al.*, 2003), cenizas de incineración (Aubert, *et al.*, 2006), cenizas de madera (Udoeyo, *et al.*, 2006) o lodos industriales (Carmalin y Swaminathan, 2005). Se han realizado trabajos de tratamiento de muestras de suelos contaminados usando cemento portland como aglomerante para la retención de cromo, plomo y cobre (Polettini *et al.*, 2004). La inmovilización de compuestos orgánicos ha sido más difícil debido a que interfieren en el proceso de formación del concreto (Paria y Yuet, 2006). La tendencia de la inclusión de orgánicos ha cambiado, porque ha servido para reducir la velocidad de la reacción de hidratación para mejorar el manejo comercial del cemento con poca afectación en la retención de metales como plomo y zinc (Zhang *et al.*, 2008). Otros trabajos han profundizado en el estudio de la estructura microscópica del concreto (Klich *et al.*, 1999) o en la modelación de la solubilidad de los metales del concreto (Fernández-Olmo *et al.*, 2007).

La SE con cemento portland presenta ventajas importantes para el tratamiento de residuos peligrosos con metales como son: requerimientos técnicos de personal bajos, bajo costo de producción, estabilidad estructural del concreto a largo plazo, alta resistencia a la biodegradación, relativamente baja permeabilidad del concreto, la no toxicidad los materiales usados y la composición estandarizada del cemento obtenido en distintos lugares (Shi y Spence, 2004). Sin embargo, también se han reportado algunas desventajas en su utilización. Pellegrini y colaboradores (2006), indica que la carbonatación del concreto produce una desorción de los metales en el tiempo. Klich y colaboradores (1999), cuestionan la integridad de las piezas de concreto en un estudio de envejecimiento.

El proceso de cementación involucra la participación de varios fenómenos que en forma conjunta permiten la retención de los metales en el estrato sólido: la absorción de líquidos con metales en solución que disminuyen la capacidad de

campo del residuo a tratar, la precipitación química en un ambiente alcalino del concreto ya que se forman hidróxidos metálicos insolubles a valores de pH alrededor de 10, la fijación por reacción química de los metales con los productos de hidratación del concreto, la adsorción de los metales en las superficies de los productos de hidratación así como la encapsulación física de los metales por la formación de la fase sólida del concreto (Glasser, 1997).

La cementación en particular consiste en la formación de compuestos insolubles resultado de las reacciones de hidratación del cemento donde se producen hidróxidos de los metales por el medio alcalino de reacción (Silveira *et al.*, 2003). Mijno y colaboradores (2004), mencionan que se obtienen varias fases sólidas como porlandita (hidróxido de calcio), hidrato de silicato de calcio, ettringita ($\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 26\text{H}_2\text{O}$) y monosulfato $[\text{Ca}_2(\text{Al,Fe})\text{OH}_6]_2(\text{SO}_4) \cdot x\text{H}_2\text{O}$ durante el proceso de hidratación del cemento; y que los metales se incorporan por sustitución de los iones de calcio y aluminio principalmente así como por absorción y mezclado.

IV. METODOLOGÍA

Este estudio de fitorremediación se llevó a cabo en el invernadero de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, ubicado en la parte posterior del Edificio "O". El invernadero es de tipo capilla a dos aguas con paredes de vidrio transparente con una protección solar de malla sombra color negro, cuenta con un sistema de ventilación, termómetro e higrómetro (figura 5). Se empleó un sistema de riego manual durante la experimentación y la siembra fue en bolsas de dos kilogramos para un mejor manejo de las especies. La procedencia del suelo es de un predio con actividad industrial (proporcionado por la empresa).



Figura 5. Invernadero UAM-Azcapotzalco

Dentro del invernadero se monitorearon dos parámetros para el estudio: la temperatura y la humedad.

Por una parte, la temperatura tuvo valores entre 17.5°C y 37.5°C entre los meses de enero y junio, cuando esta llegaba a sus picos máximos se realizaron riegos por las paredes para disminuirla, se tomó con un termómetro marca Taylor 5458 (figura 6) que da el valor máximo y mínimo. La temperatura es necesaria para el funcionamiento fisiológico de las plantas, germinación, crecimiento, transpiración, fotosíntesis, floración y la generación de frutos; la mayoría de las plantas pueden soportar temperaturas en un intervalo de 0 a 70°C (Serrano, 2005).



Figura 6. Termómetro Taylor 5458



Figura 7. Higrómetro, HYGRO HAAR-SYNT

La humedad osciló entre 20% y 65% dependiendo del horario del día y de los riegos realizados; para realizar las lecturas de humedad se utilizó un higrómetro marca HYGRO HAAR-SYNT (figura 7). La humedad es necesaria para las plantas porque interviene en el crecimiento, la transpiración, la fecundación y en el desarrollo de las enfermedades (Serrano, 2005).

La metodología está resumida en la figura 8:

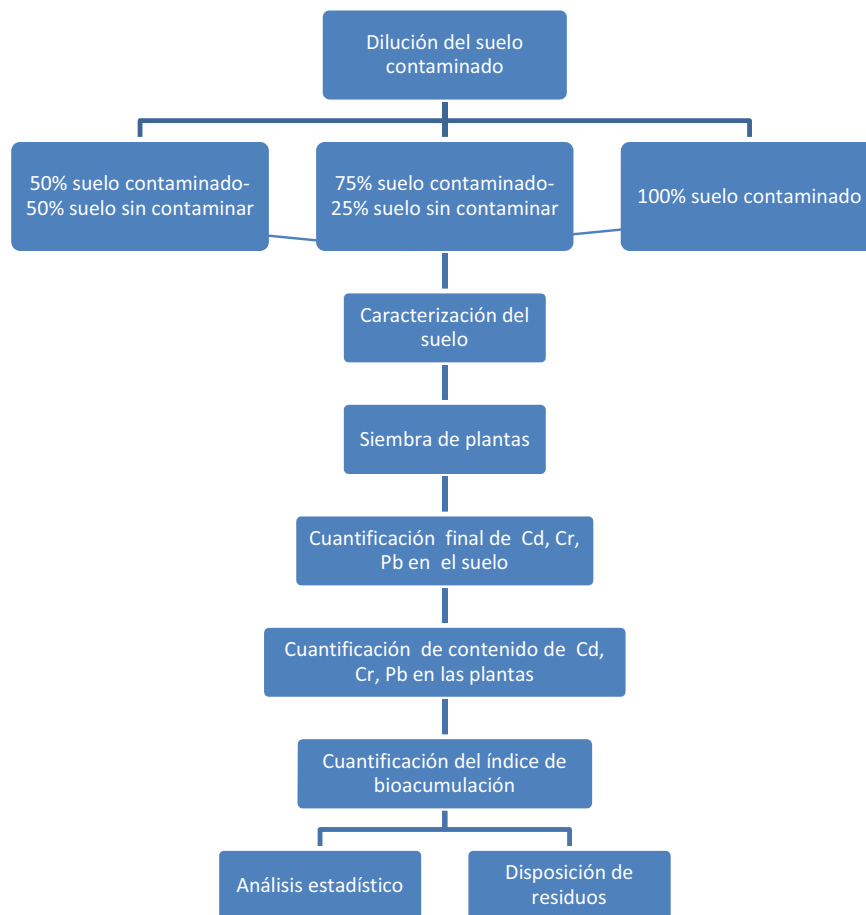


Figura 8. Metodología experimental

4.1. Métodos experimentales.

Preparación y caracterización del suelo.

El proyecto se realizó con 120 kg. de suelo industrial contaminado con plomo; éste fue caracterizado con los parámetros de: humedad, textura, materia orgánica, pH, nitrógeno inorgánico, fósforo aprovechable, densidad real y aparente; al que posteriormente se le contaminó adicionándole 236 g de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) y 234 g de cloruro de cadmio ($CdCl_2$) disueltos en agua previamente, posteriormente se llevó a la homogeneización (figura 9).



Figura 9. Suelo homogeneizado

Una vez hecha la homogeneización se realizó el diseño de experimentos y la caracterización del suelo usando los métodos de la norma NOM-021-SEMARNAT-2000.

4.2. Diseño de experimentos.

Para el estudio se realizaron diferentes mezclas que se colocaron en bolsas de dos kilogramos por triplicado (Tabla 6):

- Suelo 100% sin contaminar.
- Suelo 100% contaminado.
- Suelo 75% contaminado con 25% de un suelo sin contaminar.
- Suelo 50% contaminado con 50% de un suelo sin contaminar.

Tabla 6. Diseño experimental

Mezclas de suelo	Especie (unidades)		
	Suculenta	Paulonia	Girasol (referencia)
Suelo 100% sin contaminar	3	3	3
Suelo 100% contaminado	3	3	3
Suelo 75% contaminado - 25% suelo limpio	3	3	3
Suelo 50% contaminado - 50% suelo limpio	3	3	3

Debido al alto grado de contaminación del suelo con plomo (2303.49 ppm), cromo (3131.26 ppm) y cadmio (1746.626 ppm) se optó por utilizar las proporciones de 100%, 75%, 50% de suelo contaminado.

Las bolsas utilizadas para el experimento tenían una capacidad de 2 kg en las que se adicionaron los porcentajes de suelo contaminado y suelo sin contaminar.

4.3. Caracterización del suelo.

Para la determinación de los parámetros se utilizaron los métodos establecidos en la norma NOM-021-SEMARNAT-2000, Especificaciones de fertilidad, sanidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis (tabla 7).

Tabla 7. Parámetros usados para la caracterización del suelo

Parámetro	Método
pH	Método AS-02
Humedad	Método AS-05
Textura	Método AS-09
Materia orgánica	Método AS-07
Nitrógeno inorgánico	Método AS-08
Determinación total de plomo, cromo y cadmio en el suelo	Método AS-14

4.3.1. pH (método AS-02).

El pH se determinó por el método electrométrico con una solución de agua pura; se utilizó un potenciómetro ORION modelo 520A con el cual se realizaron mediciones por triplicado.

En la tabla 8 se muestra la clasificación del suelo de acuerdo con el valor de pH.

Tabla 8. Clasificación de suelo de acuerdo al pH (SEMARNAT, 2002)

Clasificación	pH
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1 – 6.5
Neutro	6.6 – 7.3
Medianamente alcalino	7.4 -8.5
Fuertemente alcalino	> 8.5

4.3.2. Humedad (método AS-05).

Para determinar la humedad del suelo se colocó en un crisol a peso constante 5 g de suelo seco al aire y se pesó en una balanza analítica, se metió en una estufa a 105°C durante 24 horas, se dejó enfriar en un desecador y se registró nuevamente su peso. El porcentaje de humedad se calculó con la siguiente expresión:

$$\% \text{ Humedad} = \left(\frac{\text{peso húmedo} - \text{peso seco}}{\text{peso seco}} \right) \times 100$$

4.3.3. Materia orgánica (método AS-07).

La determinación de la materia orgánica fue a través del método de Walker y Black; en donde se cuantificó el carbono orgánico oxidable en dicromato de potasio y ácido sulfúrico con el cual se mide la materia orgánica presente (tabla 9).

Tabla 9. Interpretación del contenido de materia orgánica en suelos (SEMARNAT, 2002)

Clase	% Materia orgánica	
	Suelos volcánicos	Suelos no volcánicos
Muy bajo	< 4	< 0.5
Bajo	4.1 – 6.0	0.6 - 1.5
Medio	6.1 – 10.9	1.6 – 3.5
Alto	11.0 – 16.0	3.6 – 6.0
Muy alto	> 16.1	> 6.1

4.3.4. Nitrógeno inorgánico (método AS-08).

Esta determinación fue por la técnica de micro-Kjeldahl; en el que se extraen amonios, nitratos y nitritos intercambiables por una destilación en ácido bórico y titulación con ácido sulfúrico.

$$N_{ppm} = (M - B)(N)(14) \left(\frac{v_i}{a}\right) \left(\frac{1}{p}\right) (1000)$$

M,B = mL de H₂SO₄ empleados en la titulación de muestra y blanco respectivamente.

N = Normalidad de H₂SO₄

v_i = Volumen del extractante mL

a = Alícuota (mL)

p = Masa de la muestra (g)

4.3.5. Textura (método AS-09).

Para la determinación de textura se pesaron 300 g de suelo y se colocaron en una probeta de 1000 mL. y se añadió agua hasta la marca de 1000 mL; se agitó para homogeneizar la muestra y se dejó sedimentar 32 horas. Se midieron los porcentajes de arena, limo y arcilla identificando el tipo de suelo que se tiene.

4.3.6. Determinación total de plomo, cromo y cadmio en el suelo (método AS-14).

Las concentraciones totales de los metales contaminantes, plomo, cromo y cadmio, se realizaron después de una digestión ácida del suelo en ácido nítrico (HNO₃) concentrado. Las muestras digeridas fueron analizadas por espectrofotometría de absorción atómica con un equipo Varian Spectra AA200.

4.4. Adquisición y selección de las especies vegetales para la fitorremediación.

4.4.1. Especies vegetales

Las especies que se seleccionaron para el experimento fueron paulonia imperial (*Paulownia tomentosa*) y suculenta (*Dudleya gatesii*), por ser utilizadas en la restauración de suelos contaminados con metales pesados, reforestación, por su alta producción de biomasa y por la gran capacidad de adaptación a diferentes ambientes.

4.4.2. Desarrollo de la especie vegetal.

Las especies de paulonia (figura 10) y suculenta (figura 11) fueron sembradas en las bolsas de los experimentos, colocando una por bolsa en el suelo sin contaminar (como cultivo testigo), suelo 100% contaminado, suelo 75% contaminado y 25% sin contaminar, suelo 50% contaminado y 50% sin contaminar. La especie de girasol (*Helianthus annuus*) se sembraron semillas pero no tuvo crecimiento y murió en la segunda semana después de la germinación.



Figura 10. Paulonia sembrada en suelo contaminado



Figura 11. Suculenta sembrada en suelo contaminado

Las plantas y el girasol (cultivo testigo) se regaron cada 8 días o dependiendo de sus necesidades hídricas. El crecimiento fue supervisado diariamente teniendo intervalos de temperatura de 17.5°C a 37.5°C con un intervalo de humedad de 20% a 65%.

4.4.3. Muestreo y análisis de las especies vegetales.

Se realizaron diferentes muestreos a las plantas de las especies utilizadas y al suelo en cada uno de los experimentos (tabla 10 y tabla 11) durante 180 días que fue el periodo de experimentación, de tal manera que se sometieron a análisis para determinar las concentraciones de plomo, cromo y cadmio, empleando una digestión ácida con ácido nítrico (HNO₃) y el uso de espectrometría de absorción atómica con un equipo Varian Spectra AA200 a una longitud de onda de 217 nm para el plomo, 425.4 nm para el cromo y 228.8 nm para el cadmio.

Tabla 10. Muestreo de plantas para el estudio de suelo contaminado con Cd, Cr y Pb

Planta		100%		75%		50%	
		Control	Cont.	Control	Cont.	Control	Cont.
Girasol	Cd	3	3	3	3	3	3
	Cr	3	3	3	3	3	3
	Pb	3	3	3	3	3	3
Paulonia	Cd	3	3	3	3	3	3
	Cr	3	3	3	3	3	3
	Pb	3	3	3	3	3	3
Suculenta	Cd	3	3	3	3	3	3
	Cr	3	3	3	3	3	3
	Pb	3	3	3	3	3	3

Tabla 11. Muestreo de suelo para el estudio de Cd, Cr y Pb

Suelo en:		100%		75%		50%	
		Control	Cont.	Control	Cont.	Control	Cont.
Girasol	Cd	3	3	3	3	3	3
	Cr	3	3	3	3	3	3
	Pb	3	3	3	3	3	3
Paulonia	Cd	3	3	3	3	3	3
	Cr	3	3	3	3	3	3
	Pb	3	3	3	3	3	3
Suculenta	Cd	3	3	3	3	3	3
	Cr	3	3	3	3	3	3
	Pb	3	3	3	3	3	3

Las concentraciones de suelo contaminado en ppm se muestran en la tabla 12

Tabla 12. Contenido inicial de Cd, Cr y Pb (ppm) en el suelo

Metales	% Suelo contaminado		
	100% contaminado	75% contaminado	50% contaminado
Cadmio (mg/kg)	1746.626	1187.534	850.212
Cromo (mg/kg)	3131.26	2224.846	1356.36
Plomo (mg/kg)	2303.49	1695.166	996.475

4.4.4. Evaluación del proceso de fitoextracción.

Fue necesario medir el índice de bioacumulación porque existen elementos que pueden estar con mayor disposición que otros en las plantas; reflejando la disponibilidad del metal de un suelo sobre la concentración absorbida por la planta (Kabata-Pendias, 2011).

4.4.5. Índice de bioacumulación (IBA).

El índice de bioacumulación se refiere al aumento de la concentración del metal en el tejido vegetal respecto a la concentración del metal en el suelo; es importante saber que este índice nos ayuda a evaluar si las especies vegetales son hiperacumuladoras y el tiempo en el cual pueden remediar el suelo. (Mahaira *et al.*, 2010).

$$IBA = \frac{[Metal]_{parte\ aerea}}{[Metal]_{suelo}}$$

[] = concentración

4.5. Análisis estadístico.

En este trabajo se estudió la acumulación de Cd, Cr y Pb empleando diferentes especies vegetales y la disminución de los mismos metales en el suelo contaminado. Se manejaron dos factores: la especie vegetal con dos niveles, concentración de metal con tres niveles.

El diseño factorial con dos factores se describe con el siguiente modelo:

$$y_{i,j,k} = \mu + \tau_i + \beta_j + (\tau\beta)_{ij} + \varepsilon_{ijk}$$

Se probaron las siguientes hipótesis que ayudaron a definir cuál es la especie con mayor efecto de fitoextracción de Cd, Cr y Pb.

- a) Ho: las especies no presentan diferencias significativas con respecto a Cd, Cr y Pb en el tejido vegetal.

$$H_o: \tau_1 = \tau_2 = \tau_3 = 0$$

Ha: Al menos una especie presenta diferencias significativas.

$$H_a: \tau_1 \neq 0$$

- b) Ho: La concentración de Cd, Cr y Pb en suelo no presenta diferencias significativas con respecto al contenido de Cd, Cr y Pb en el tejido vegetal.

$$H_o: \beta_1 = \beta_2 = \beta_3 = 0$$

Ha: Al menos una concentración de Cd, Cr y Pb en suelo presenta diferencias significativas.

$$H_a: \beta_1 \neq 0$$

4.6. Disposición de la biomasa.

Dentro del proceso de fitorremediación se generaron residuos que se pusieron a disposición utilizando cemento portland creando monolitos de concreto formando una estructura termo plástica que por polimerización atraparon el contenido de la biomasa generada.

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Condiciones en la experimentación.

5.1.1. Temperatura.

Se registraron diariamente las lecturas de temperatura durante un periodo de 180 días que fue el periodo de la experimentación en las que la temperatura mínima fue de 17.5 °C y la máxima de 37.5 °C con un promedio de 29.95 °C en el interior del invernadero, figura 12.

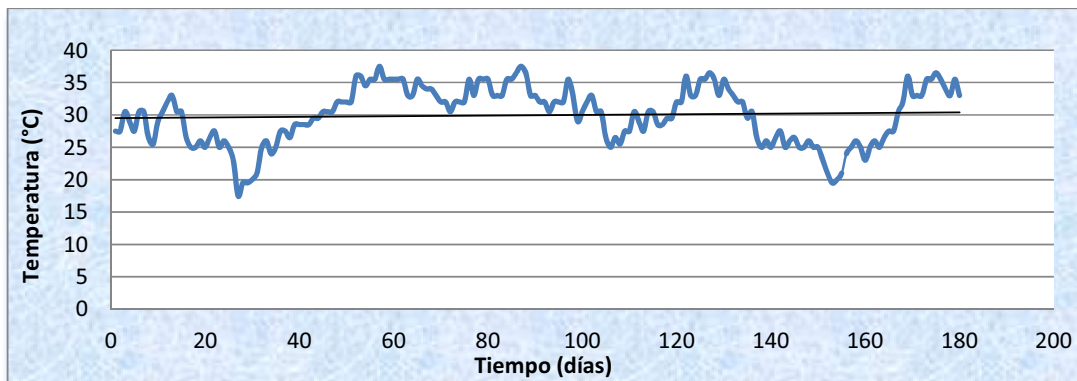


Figura 12. Temperatura promedio en el interior del invernadero

5.1.2. Humedad.

Se registró el porcentaje de humedad relativa (%Hr) en un rango del 20 al 65% con un promedio del 44.87% como se muestra en la figura 13.

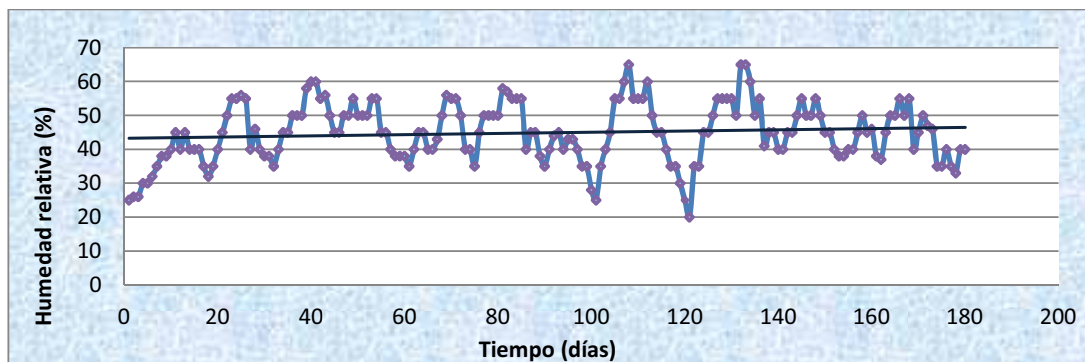


Figura 13. Humedad relativa dentro del invernadero

5.2. Especies vegetales.

5.2.1. Girasol (*Helianthus annuus*).

Se germinó la especie de girasol (*Helianthus annuus*), una vez generada la plántula del girasol se utilizó como cultivo testigo sembrándolas en tierra contaminada y sin contaminar, Figura 14.



Figura 14. Girasol sembrado en tierra contaminada y sin contaminar.

El girasol que se sembró en el suelo contaminado no tuvo crecimiento y murió, esto es, por el alto contenido de los metales tóxicos que inhibieron el crecimiento (figura 15).



Figura 15 . Girasol en suelo contaminado con Cd, Cr y Pb.

5.2.2. Suculenta (*Dudleya gatesii*).

Se sembró la plántula de la especie vegetal suculenta (*Dudleya gatesii*) para la adaptación en el invernadero, posteriormente se sembró en tierra contaminada en diferentes concentraciones, figura 16.



Figura 16. Especie suculenta sembrada en tierra contaminada y sin contaminar.

5.2.3. *Paulonia imperial (Paulownia tomentosa)*.

Se sembró el árbol con un tamaño de 20 cm la especie de paulonia imperial (*Paulownia tomentosa*) en el invernadero para su adaptación y posteriormente en la tierra contaminada en diferentes concentraciones (figura 17).



Figura 17 . Paulonia en suelo contaminado con Cd, Cr, Pb y sin contaminar.

5.3. Caracterización preliminar del suelo.

Al suelo del predio contaminado con plomo se le adicionaron 234 g de cloruro de cadmio (CdCl_2) y 235 g de dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) para tener los tres contaminantes juntos y se homogeneizó (figura18).



Figura 18. Suelo contaminado con Cd, Cr, Pb homogeneizado

Se realizó la caracterización del suelo contaminado usando los métodos de la norma (NOM-021-SEMARNAT-2000) para los siguientes parámetros:

- pH (método AS-02).
- Densidad aparente (método AS-03).
- Densidad real (método AS-04).
- Humedad (método AS-05).
- Materia orgánica (método AS-07).
- Nitrógeno inorgánico (método AS-08).
- Textura (método AS-09).
- Metales contaminantes Cd, Cr, Pb (método AS-14, espectrometría de absorción atómica).

Los resultados de la caracterización inicial se encuentran en la tabla 13 y en la tabla 14 las concentraciones de referencia por tipo de suelo.

Tabla 13. Caracterización preliminar del suelo contaminado con Cd, Cr y Pb

Parámetro (unidad)	Resultado	Valores medios NOM-021-SEMARNAT-2000	Interpretación de resultados
Ph	7.5	7.4-8.5	Medianamente alcalino
Densidad aparente (g/cm ³)	1.41	>1.32	Suelo arenoso
Densidad real (g/cm ³)	2.8	-	-
Humedad (%)	33.8	-	-
Materia orgánica (%)	5.49	3.6-6.0	Alto
Nitrógeno inorgánico (ppm)	2.8		
Textura			
Arena (%)	31.03	-	Suelo franco arcilloso
Arcilla (%)	34.48	-	
Limo (%)	34.48	-	
Metales contaminantes			
Cadmio (mg/kg)	1746.626	37	Fuera de norma
Cromo (mg/kg)	3131.26	280	
Plomo (mg/kg)	2303.49	400	

Tabla 14. Concentraciones de referencia totales (CRT) por tipo de suelo

Contaminante	Uso agrícola/residencial /comercial (mg/kg)	Uso industrial (mg/kg)
Arsénico	22	260
Bario	5400	67000
Berilio	150	1900
Cadmio	37	450
Cromo Hexavalente	280	510
Mercurio	23	310
Níquel	1600	20000
Plata	390	5100
Plomo	400	800
Selenio	390	5100
Talio	5.2	67
Vanadio	78	67

Nota:

- En caso de que se presenten diversos usos del suelo en un sitio, debe considerarse el uso que predomine.
- Cuando los programas de ordenamiento ecológico y de desarrollo urbano no estén establecidos los usos del suelo, se usará el valor residencial.

Tabla extraída de (SEMARNAT,2002)

De acuerdo con la tabla 14 de la norma NOM-147-SEMERNAT_SSA1-2004, Se puede observar que las concentraciones de referencia totales de los metales en el suelo, están arriba del límite permisible por la norma.

El cadmio tenía 1746.626 mg/kg, mientras que el máximo permisible es de 37 mg/kg para uso agrícola / residencial y comercial, así mismo 450 mg /kg para uso industrial.

El cromo tenía 3131.26 mg/kg, mientras que e el máximo permisible es de 280 mg/kg para uso agrícola / residencial y comercial, así mismo 510 mg /kg para uso industrial.

El plomo 2303.49 mg/kg, mientras que el máximo permisible es de 400 mg/kg para uso agrícola / residencial y comercial, así mismo 800 mg /kg para uso industrial.

Se realizaron tres diluciones al suelo contaminado obteniendo diferentes concentraciones para la siembra de las especies vegetales.

- Suelo 100% contaminado.
- Suelo 75% contaminado y 25% sin contaminación.
- Suelo 50% contaminado y 50% sin contaminación.

Se realizó un análisis para determinar la concentración de plomo, cromo y cadmio en los tres tipos de suelo (Tabla 15).

Tabla 15. Concentraciones de Cd, Cr y Pb en las diluciones del suelo.

Metales	% Suelo		
	100% contaminado	75% contaminado	50% contaminado
Cadmio (mg/kg)	1746.626	1187.534	850.212
Cromo (mg/kg)	3131.26	2224.846	1356.36
Plomo (mg/kg)	2303.49	1695.166	996.475

5.3.1. Materia orgánica

La materia orgánica contenida en el suelo varió de 5.49 a 8.2 %, esto es porque el suelo no es de tipo volcánico, considerando que estos niveles son altos (SEMARNAT, 2002). Al tener un nivel alto en materia orgánica ayuda a mejorar toda la actividad biológica del suelo contaminado generando un crecimiento en las especies vegetales conforme el tiempo avanza (Tabla 16).

Tabla 16. Contenido de materia orgánica en el suelo (%)

	Inicial	180 días	Inicial	180 días	Inicial	180 días
Cd	1746.62 mg/kg (100%)	1187.53 mg/kg (75%)	850.53 mg/kg (50%)			
	5.49	8.18	5.49	7.73	5.49	6.18
Cr	3131.26 mg/kg (100%)	2224.84 mg/kg (75%)	1356.36 mg/kg (50%)			
	5.49	8.16	5.49	7.42	5.49	6.78
Pb	2303.49 mg/kg (100%)	1695.16 mg/kg (75%)	996.47 mg/kg (50%)			
	5.49	8.20	5.49	7.73	5.49	6.18

5.4. Análisis del tejido vegetal.

Se realizó el análisis de las especies vegetales y se cuantificó la acumulación de Cd, Cr y Pb.

5.4.1. Fitoextracción de Cd, Cr y Pb empleando *Paulonia imperial* (*Paulownia tomentosa*) y *Suculenta* (*Dudleya gatesii*).

Se cuantificó el contenido de los metales a los 180 días de las dos especies, así como la generación de biomasa y la longitud de la parte aérea en base seca.

5.4.2. Biomasa en la especie de *Paulonia imperial (Paulownia tomentosa)*.

Las plantas fueron sembradas en los suelos contaminados con una altura de 20 cm y al final del estudio terminaron con un tamaño promedio de 37 cm (tabla 17).

Tabla 17. Altura de paulonia en cm.

	Inicial	180 días	Inicial	180 días	Inicial	180 días
Cd	1746.62 mg/kg (100%)		1187.53 mg/kg (75%)		850.53 mg/kg (50%)	
	20	35	20	40	20	42
Cr	3131.26 mg/kg (100%)		2224.84 mg/kg (75%)		1356.36 mg/kg (50%)	
	20	38	20	45	20	47
Pb	2303.49 mg/kg (100%)		1695.16 mg/kg (75%)		996.47 mg/kg (50%)	
	20	30	20	44	20	45

Un comportamiento que tuvo esta especie fue que en concentraciones muy altas el crecimiento fue menor y lento.

5.4.3. Biomasa en la especie de *Suculenta (Dudleya gatesii)*.

Las plantas fueron sembradas en los suelos contaminados con una longitud de 10 cm y al final del estudio terminaron con un tamaño promedio de 15 cm (tabla 18).

Tabla 18. Longitud de suculenta en cm.

Suelo con el Metal	1746.62 mg/kg (100%)		1187.53 mg/kg (75%)		850.53 mg/kg (50%)	
Cd	Inicial	180 días	Inicial	180 días	Inicial	180 días
	10	15	10	18	10	16
Cr	3131.26 mg/kg (100%)		2224.84 mg/kg (75%)		1356.36 mg/kg (50%)	
	10	14	10	17	10	17
Pb	2303.49 mg/kg (100%)		1695.16 mg/kg (75%)		996.47 mg/kg (50%)	
	10	15	10	18	10	16

Esta especie tuvo un comportamiento de resistencia a los contaminantes, pero su crecimiento fue muy lento; en la base las hojas y el tallo se marchitaban pero sin que se desarrolle el resto de la planta.

5.5. Evaluación del proceso de fitoextracción.

5.5.1. Índice de bioacumulación

La obtención del índice de bioacumulación comparó el contenido de Cd, Cr y Pb sobre la absorción en raíz y acumulación de tejido aéreo de cada planta (tabla19).

Tabla 19. Índice de bioacumulación de paulonia y suculenta

Metal	%	Suelo		Planta		IBA Paulonia	IBA Suculenta
		Paulonia	Suculenta	Paulonia	Suculenta		
Cd	100	1630.35	1457.83	952.58	365.36	0.58	0.25
	75	816.80	395.65	151.45	214.48	0.19	0.54
	50	738.89	712.65	198.42	336.94	0.27	0.47
		1062.01	855.38	434.15	305.59	0.35	0.42
Cr	100	1537.16	419.21	493.15	842.50	0.32	2.01
	75	1244.92	542.34	761.75	643.77	0.61	1.19
	50	1327.25	279.48	623.37	711.83	0.47	2.55
		1369.78	413.68	626.09	732.70	0.47	1.91
Pb	100	2231.37	223.13	712.19	365.75	0.32	1.64
	75	847.26	847.26	499.98	690.11	0.59	0.81
	50	711.66	832.09	458.70	179.69	0.64	0.22
		1263.43	634.16	556.96	411.85	0.52	0.89

Los resultados del índice de bioacumulación para cada metal por especie vegetal se muestran en las siguientes figuras.

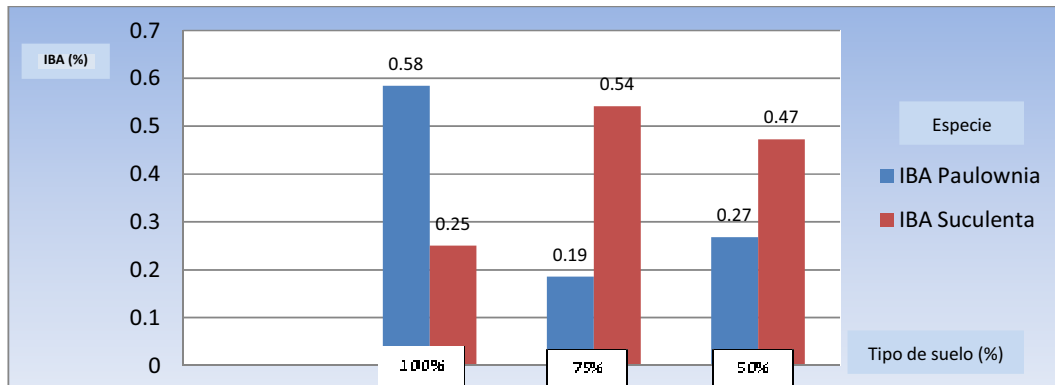


Figura 19. Índice de bioacumulación de Cd en las especies vegetales con suelo al 100%, 75% y 50% contaminado

En la figura 19, se puede observar el comportamiento de las especies vegetales con el cadmio, en donde el mayor índice de bioacumulación en el suelo contaminado al 100% lo tiene la especie vegetal paulonia con un valor de 0.58; en el suelo con una contaminación al 75%, el mayor índice de bioacumulación es de la especie vegetal suculenta con un valor de 0.54; y para el suelo contaminado al 50% se tiene el índice de bioacumulación de 0.47 para la especie vegetal suculenta.

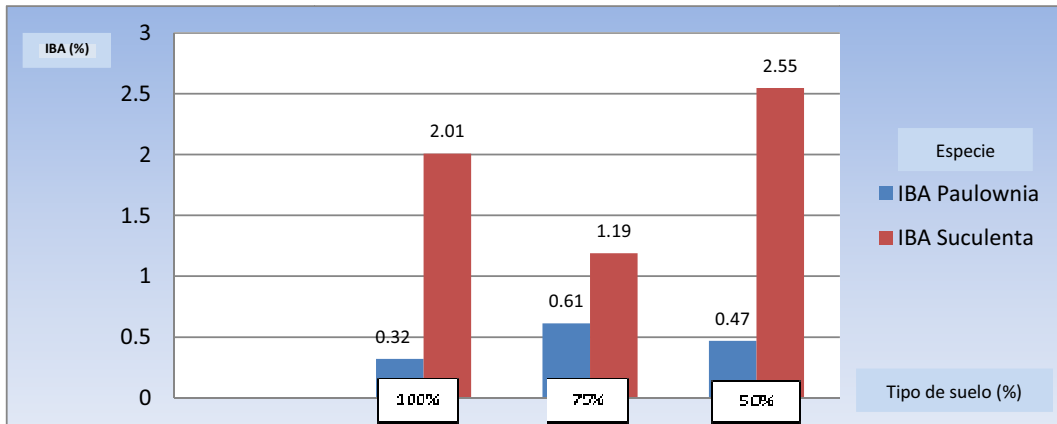


Figura 20. Índice de bioacumulación de Cr en las especies vegetales con suelo al 100%, 75% y 50% contaminado

En la figura 20, se puede observar el comportamiento de las especies vegetales con el cromo, en donde el mayor índice de bioacumulación en el suelo contaminado al 100% lo tiene la especie vegetal suculenta con un valor de 2.01; en el suelo con una contaminación al 75%, el mayor índice de bioacumulación es de la especie vegetal suculenta con un valor de 1.19; y para el suelo contaminado al 50% se tiene el índice de bioacumulación de 2.55 para la especie vegetal suculenta.

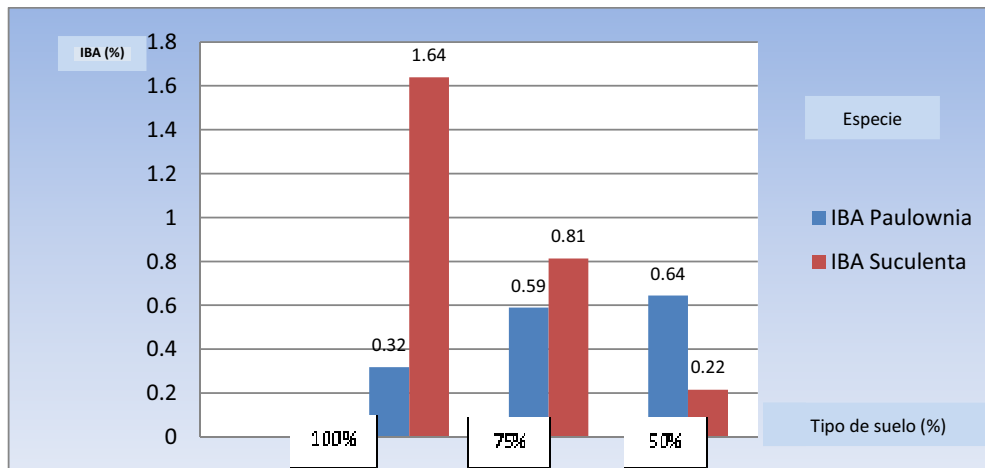


Figura 21. Índice de bioacumulación de Pb en las especies vegetales con suelo al 100%, 75% y 50% contaminado

En la figura 21, se puede observar el comportamiento de las especies vegetales con el plomo, en donde el mayor índice de bioacumulación en el suelo contaminado al 100% lo tiene la especie vegetal succulenta con un valor de 1.64; en el suelo con una contaminación al 75%, el mayor índice de bioacumulación es de la especie vegetal succulenta con un valor de 0.81; y para el suelo contaminado al 50% se tiene el índice de bioacumulación de 0.64 para la especie vegetal paulonia.

5.5.2. Índices de bioacumulación en suelo.

Se calcularon los índices de bioacumulación en el suelo para tener un indicador de la cantidad de metal absorbido del suelo por las especies vegetales.

En el suelo contaminado al 100%, se puede observar que para el cadmio, el de menor índice de bioacumulación (0.25), la succulenta representa a la especie vegetal que absorbió mayor cantidad de la contaminación; con respecto al cromo el suelo con menor índice de bioacumulación (0.32) es el de la paulonia que tuvo una mayor absorción del metal presente en el suelo; y para el plomo el suelo con menor índice de bioacumulación (0.32) es la paulonia que absorbió mayor cantidad del contaminante que la succulenta (figura 22).

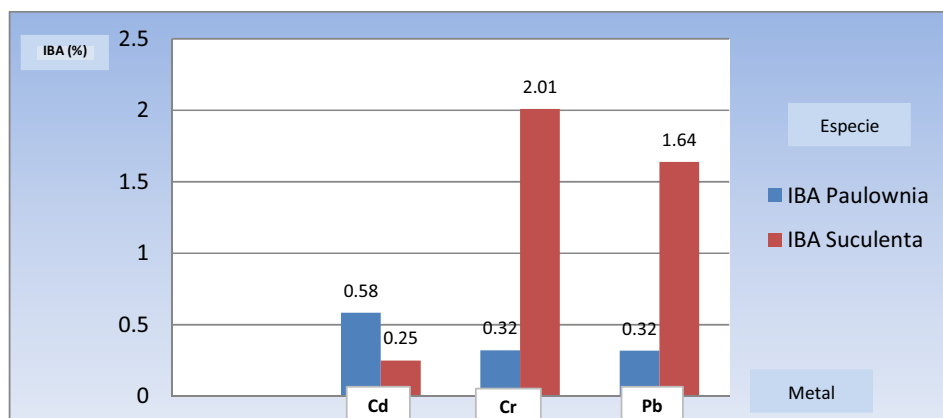


Figura 22. Comparación del IBA en suelo contaminado al 100%

En el suelo contaminado al 75%, se puede observar que para el cadmio, el de menor índice de bioacumulación (0.19) la paulonia representa a la especie vegetal que absorbió mayor cantidad de la contaminación; con respecto al cromo el suelo con menor índice de bioacumulación (0.61) es el de la paulonia que tuvo una mayor absorción del metal presente en el suelo; y para el plomo el suelo con menor índice de bioacumulación (0.59) es la paulonia que absorbió mayor cantidad del contaminante que la suculenta (figura 23).

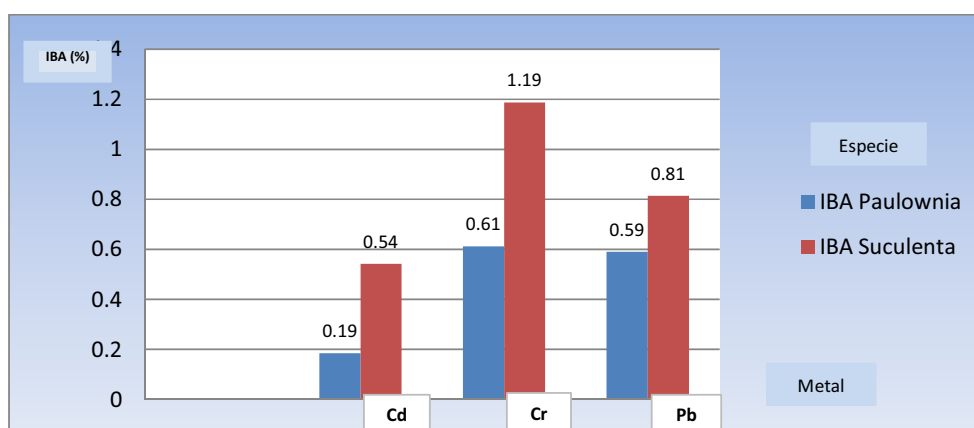


Figura 23. Comparación del IBA en suelo contaminado al 75%

En el suelo contaminado al 50%, se puede observar que para el cadmio, el de menor índice de bioacumulación (0.27) la paulownia representa a la especie vegetal que absorbió mayor cantidad de la contaminación; con respecto al cromo el suelo con menor índice de bioacumulación (0.47) es el de la paulownia que tuvo una mayor absorción del metal presente en el suelo; y para el plomo el suelo con menor índice de bioacumulación (0.22) es la suculenta que absorbió mayor cantidad del contaminante que la suculenta (figura 24).

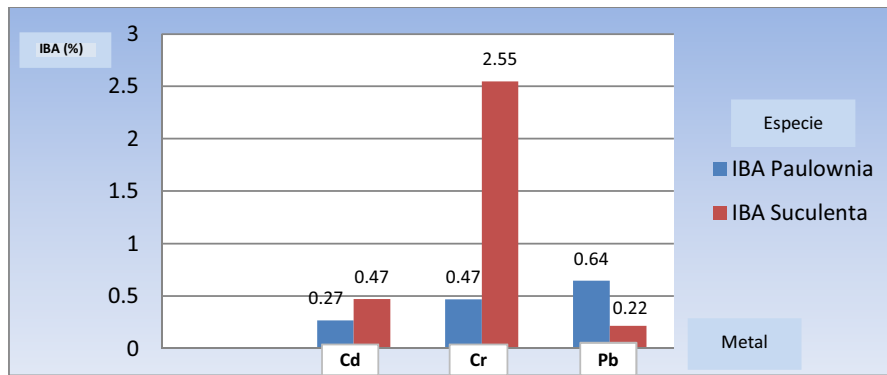


Figura 24. Comparación del IBA en suelo contaminado al 50%

5.5.3. Concentración de Cd, Cr y Pb en el suelo

En el estudio se realizaron tres diluciones con la finalidad de observar el comportamiento de las especies vegetales en la fitorremediación. Las diluciones fueron a partir de un suelo contaminado al 100% con concentraciones totales de [Cd] = 1746.626 mg/kg, [Cr] = 3131.26 mg/kg y [Pb] = 2303 mg/kg (Tabla 20).

Tabla 20. Concentraciones iniciales de Cd,Cr y Pb en las diluciones al 100, 75 y 50%

Metales	% Suelo		
	100% contaminado	75% contaminado	50% contaminado
Cadmio (mg/kg)	1746.626	1187.534	850.212
Cromo (mg/kg)	3131.26	2224.846	1356.36
Plomo (mg/kg)	2303.49	1695.166	996.475

5.5.4. Disminución de Cd, Cr y Pb en suelo con paulonia

El trabajo que realizaron las especies vegetales al absorber los diferentes metales ayudó a la disminución del contaminante en el suelo; en el caso de la paulonia, en un suelo al 50% con una concentración inicial de Cd que fue de 850.212 mg/kg disminuyó a 738.892 mg/kg; el Cr inició con 1356.36 mg/kg disminuyendo a 1327.259 mg/kg; el Pb inició con 996.475 mg/kg y disminuyó a 711.669 mg/kg en un periodo de tiempo de 180 días (figura 25).

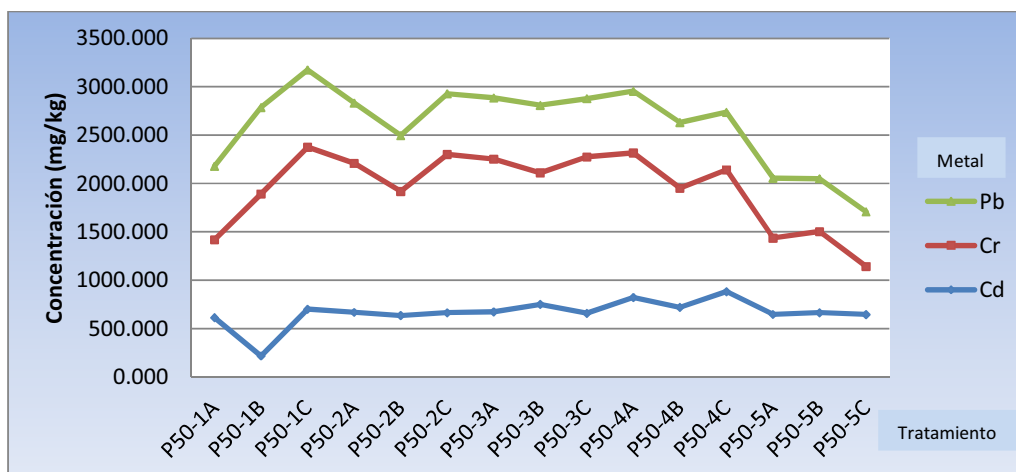


figura 25. Disminución de suelo contaminado al 50% usando paulonia

Con el suelo al 75%, la especie vegetal paulonia absorbió a los diferentes metales; inicialmente se tenía una concentración de Cd 1187.534 mg/kg disminuyó a 816.801 mg/kg; el Cr inició con 2224.846 mg/kg disminuyendo a 1244.921 mg/kg; el Pb inició con 1695.166 mg/kg y disminuyó a 847.269 mg/kg en un periodo de tiempo de 180 días (figura 26).

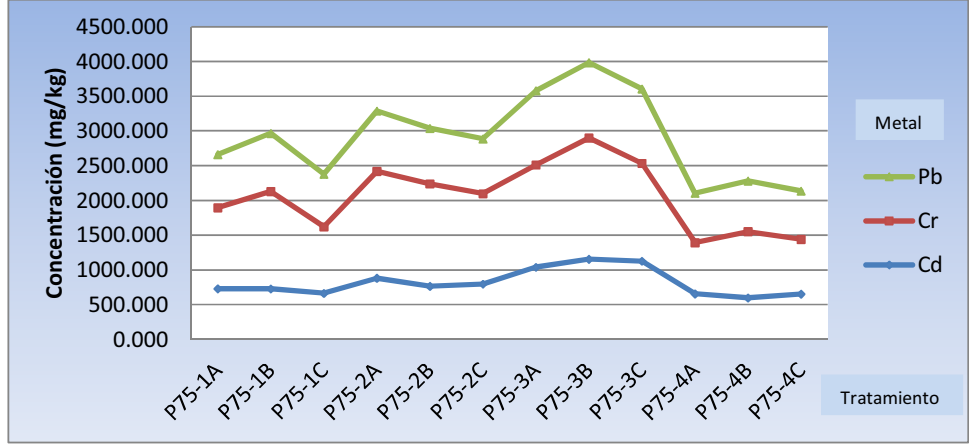


figura 26. Disminución de suelo contaminado al 75% con paulonia

En el suelo al 100%, la especie vegetal paulonia pudo absorber una cantidad muy pequeña de la contaminación casi sin alterar los valores iniciales de los metales presentes.

5.5.5. Disminución de Cd, Cr y Pb en suelo con suculenta.

La especie vegetal de suculenta ayudó a disminuir la concentración de Cd, Cr y Pb en un suelo al 50%, que tenía una concentración inicial de Cd de 850.212 mg/kg disminuyó a 712.654 mg/kg; el Cr inició con 1356.36 mg/kg y disminuyó a 1279.488 mg/kg; el Pb al inicio contenía 996.475 mg/kg y disminuyó a 832.095 mg/kg en un periodo de tiempo de 180 días (figura 27).

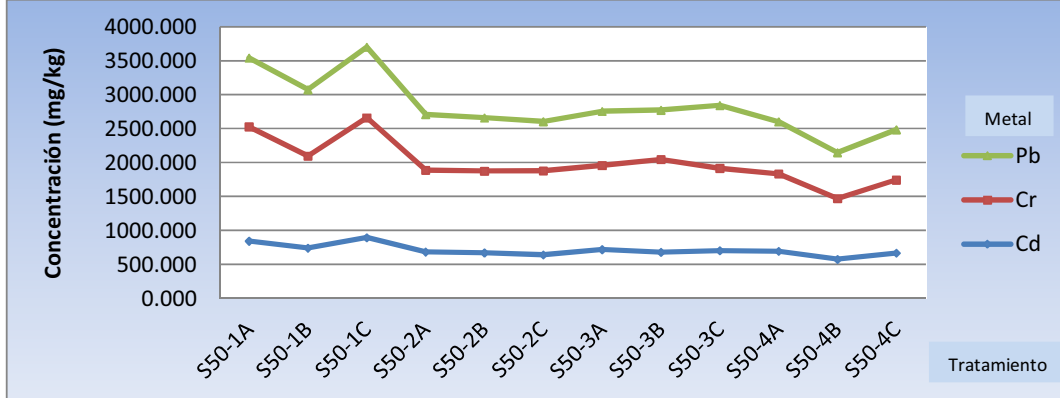


figura 27. Disminución de suelo contaminado al 50% usando suculenta

En un suelo al 75%, la especie vegetal de suculenta ayudó a disminuir la concentración de Cd, Cr y Pb; se tenía una concentración inicial de Cd de 1187.534 mg/kg disminuyó a 395.652 mg/kg; el Cr inició con 2224.846 mg/kg y disminuyó a 542.349 mg/kg; el Pb al inicio contenía 1695.166 mg/kg y disminuyó a 828.674 mg/kg en un periodo de tiempo de 180 días (figura 28).

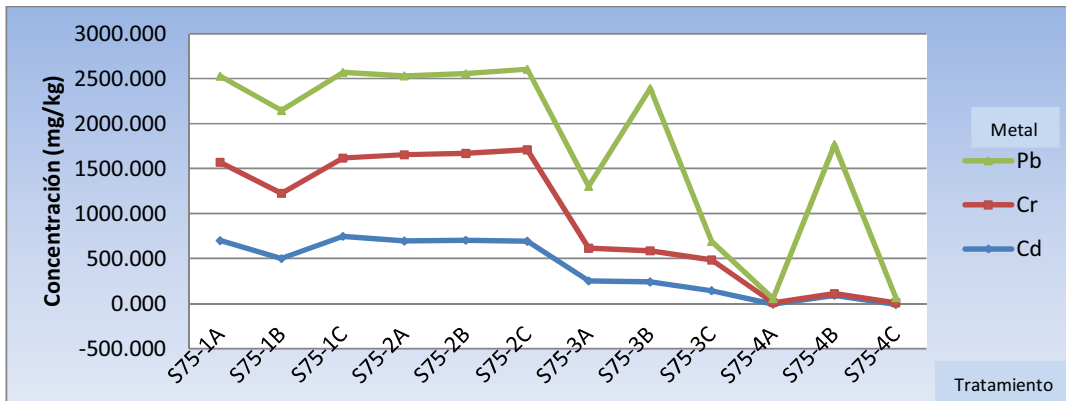


figura 28. Disminución de suelo contaminado al 75% usando suculenta

La suculenta es una especie vegetal muy resistente a la contaminación, en un suelo al 100%, ayudó a disminuir la concentración de Cd, Cr y Pb; se tenía una concentración inicial de Cd de 1746.626 mg/kg y disminuyó a 1457.831 mg/kg; el Cr inició con 3131.26 mg/kg y disminuyó a 3022.15 mg/kg; el Pb al inicio contenía 2303.49 mg/kg y disminuyó a 1497.47 mg/kg en un periodo de tiempo de 180 días (figura 29).

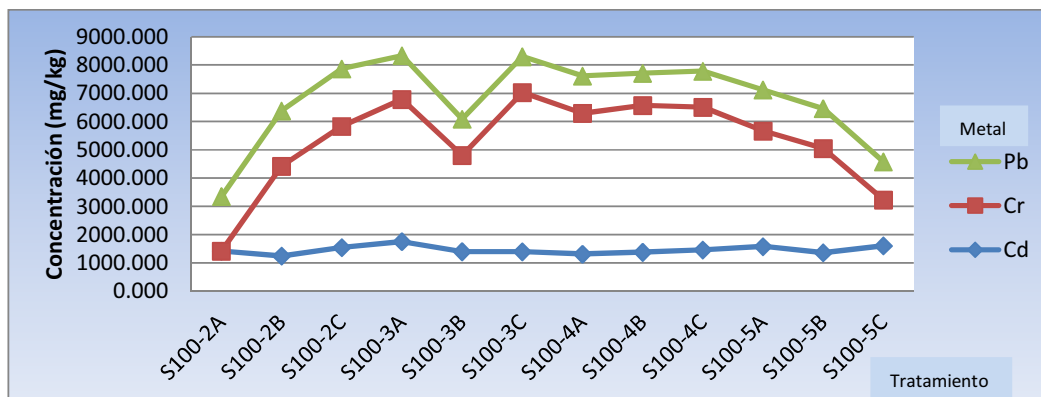


figura 29. Disminución de suelo contaminado al 100% con suculenta

Tabla 21. Tiempo aproximado de remediación del suelo por especie vegetal.

Metal	Porcentaje de contaminación del suelo	Paulonia				Suculenta			
		Inicio (mg/kg)	180 días (mg/kg)	Porcentaje de remediación	Tiempo aproximado de remediación del suelo en su totalidad (años)	Inicio (mg/kg)	180 días (mg/kg)	Porcentaje de remediación	Tiempo aproximado de remediación del suelo en su totalidad (años)
Cd	100%	1746.626	1630.35	6.657	7.408	1746.626	1457.83	16.535	2.983
	75%	1187.534	816.8	31.219	1.580	1187.534	395.65	66.683	0.740
	50%	850.212	738.89	13.093	3.766	850.212	712.65	16.180	3.048
Cr	100%	3131.26	1537.16	50.909	0.969	3131.26	419.21	86.612	0.569
	75%	2224.846	1244.92	44.045	1.120	2224.846	542.37	75.622	0.652
	50%	1356.36	1327.25	2.146	2.978	1356.36	279.48	79.395	0.621
Pb	100%	2303.49	2231.37	3.131	1.751	2303.49	223.13	90.313	0.546
	75%	1695.166	847.24	50.020	0.986	1695.166	847.26	50.019	0.986
	50%	996.475	711.66	28.582	1.725	996.475	832.09	16.497	2.989

En la tabla 21 se muestra el tiempo estimado para la remediación del suelo contaminado por cada especie vegetal. Cabe mencionar que para el cadmio con un suelo contaminado al 100% se necesitará un tiempo de 7.408 años para remediarlo con la especie paulonia mientras que con la suculenta será de 2.983

años. En el suelo 75% contaminado se tardará 1.58 años en remediarse con la paulonia y 0.74 años con la suculenta. En el suelo contaminado con el 50% la paulonia tardará 3.766 años para remediarlo y 3.048 años con la suculenta.

Para el cromo en un suelo contaminado al 100% se necesitará un tiempo de 0.969 años para remediarlo con la especie paulonia mientras que con la suculenta será de 0.569 años. En el suelo 75% contaminado se tardará 1.12 años en remediarse con la paulonia y 0.652 años con la suculenta. En el suelo contaminado con el 50% la paulonia tardará 2.978 años para remediarlo y 0.621 años con la suculenta.

Por último, el plomo en un suelo contaminado al 100% se necesitará un tiempo de 1.751 años para remediarlo con la especie paulonia mientras que con la suculenta será de 0.546 años. En el suelo 75% contaminado se tardará 0.986 años en remediarse con la paulonia y 0.986 años con la suculenta. En el suelo contaminado con el 50% la paulonia tardará 1.725 años para remediarlo y 2.989 años con la suculenta.

VI. CONCLUSIONES

En este estudio se investigó la eficiencia de fitorremediación de un suelo proveniente de un predio con actividad industrial contaminado con cadmio (1746.626 mg/kg), cromo (3131.26 mg/kg) y plomo (2303.49 mg/kg), empleando las especies vegetales paulonia imperial (*Paulownia tomentosa*) y suculenta (*Dudleya gatesii*). Para llevarlo a cabo se realizó la adaptación de las especies vegetales en el invernadero y posteriormente se sembraron en el suelo contaminado para la experimentación que tuvo un periodo de tiempo de 180 días.

Al término de la experimentación, la planta con mayor índice de bioacumulación de cadmio en un suelo con 100% de contaminación (1746.626 mg/kg) fue la paulonia con un valor de 0.58; en el suelo con el 75% de contaminación (1187.543 mg/kg), la especie suculenta con un valor de 0.54; y en el suelo con 50% de contaminación (850.212) la suculenta con un valor de 0.47; con esto se puede decir que la especie vegetal de suculenta tiene una mayor absorción del metal que la paulonia.

Con respecto al cromo, la planta con mayor índice de bioacumulación en un suelo al 100% de contaminación (3131.26 mg/kg) fue la suculenta con un valor de 2.01%; en el suelo con el 75% de contaminación (2224.84 mg/kg) tuvo un valor de 1.19% y finalmente en un suelo con 50% de contaminación (1356.36 mg/kg) fue de 2.55%; esto quiere decir que la suculenta tiene una mayor absorción del cromo con índices mayores que la paulonia.

Finalmente la planta con el mayor índice de bioacumulación con respecto al plomo en un suelo con 100% de contaminación (2303.49 mg/kg) fue la suculenta con un valor de 1.645%; en el suelo con 75% de contaminación (1695.16 mg/kg) fue la suculenta con un valor de 0.81%; y en suelo con el 50% de contaminación (996.475 mg/kg) la paulonia tuvo un valor de 0.64% al ser la especie con mayor absorción.

Con estos valores se puede concluir que las dos especies utilizadas en el trabajo de investigación cumplen con el objetivo, que es la remediación de un suelo contaminado con cadmio, cromo y plomo; claro está, es necesario tomar en cuenta que la suculenta es una planta con raíces pequeñas y que la paulonia es un árbol que tiene raíces grandes que genera mayor biomasa y puede absorber una mayor cantidad de metales en comparación con la suculenta por su tamaño; es por eso que en ocasiones la suculenta presentó un mayor índice de bioacumulación.

El crecimiento de las especies indicó que tienen una capacidad de adaptación ante una problemática de contaminación de suelos con metales pesados, aunque el crecimiento fue lento, en el periodo de 180 días se logró disminuir las altas concentraciones de los metales pesados.

En la remediación del suelo contaminado, la suculenta obtuvo una respuesta más rápida que la paulonia, sin embargo, es importante tomar en cuenta que ambas especies vegetales son una nueva opción en la remediación de suelos contaminados por cadmio, cromo y plomo.

En este estudio se logró conocer con mayor seguridad que el uso de la paulonia imperial (*paulownia tomentosa*) y la suculenta (*Dudleya gatesii*) puede remediar suelos contaminados sin necesidad de la adición de un agente quelante, sin embargo, es necesario seguir haciendo más estudios con estas especies vegetales para conocer mejor el comportamiento y la adaptación en las diferentes áreas geográficas de México.

VII. RECOMENDACIONES

En relación a la biomasa generada en el estudio, ésta contiene residuos peligrosos y se propone una retención a través de la solidificación y estabilización por cementación.

La propuesta de la disposición en este estudio se enfoca en la solidificación y estabilización por cementación usando cemento portland para la retención de metales pesados (cromo, níquel, cadmio y plomo). Los metales se incorporan disueltos en agua a distintas concentraciones, como muestras sintéticas de aguas residuales de la industria de acabado metálico, para analizar las tendencias de lixiviación, resistencia a la compresión y eficiencia de retención en función del contenido de metal en el concreto. Esta disposición puede realizarse después de una calcinación, pero este proceso podría elevar el costo de la misma.

Los resultados se comparan con el criterio de no peligrosidad para ser dispuesto en rellenos sanitarios como residuo no peligroso y el criterio de resistencia a la compresión suficiente para aplicaciones comerciales de baja especificación y se establecen valores de concentración que satisfacen ambos criterios.

VIII. REFERENCIAS

- Administración de Seguridad y Salud Ocupacional - OSHA (Occupational Safety & Health Administration) – Aire en ambiente durante jornada laboral
- Agencia de Protección Ambiental - EPA (Environmental Protection Agency) – Agua para consumo
- Agency for toxic substances and disease registry – ATSDR (2000). Chromium, CAS ID: 7440-47-3.
- Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer – IARC (International Agency for Research on Cancer). (1990). Chromium, Nickel and Welding. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*, 49. France. 49-256.
- Al-Tabbaa, A. y S. Prose; *Treatment Study for In-situ Stabilization/Solidification of Soil Contaminated with Methylene Blue*, *Environ. Technol.*: 17(2), 191-197 (1996).
- Anderson, T. A., E. A. Guthrie, y B. T. Walton. 1993. Bioremediation in the rhizosphere. *Environ. Sci. Technol.* 27:2630–2636.
- Araujo do Nascimento, C. W., y Xing, B. (2006). Phytoextraction: a Review on enhanced metal availability and plant accumulation. *Scientia Agrícola*, 63(3), 299-311.
- Aubert, J.E., B. Husson y N. Sarramone; *Utilization of Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) Fly Ash in Blended Cement. Part 1: Processing and Characterization of MSWI Fly Ash*, *J. Haz. Mat.*: B136, 624-631 (2006).
- Babel S, Dacera DDM. Heavy metal removal from contaminated sludge for land application: a review. *Waste Management*. 2006;26:988-1004.
- Badillo, g.; Pomares, G. 1995. Metals. En: Curso Básico de toxicología ambiental. Ed.I Limusa. México. 311p.
- Baker, A. J. M., McGrath, S. P., Reeves, R. D., Smith, J. A. C. «Metal hyper-accumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils», en Terry,

- N., Banuelos, G. S. (Eds.), *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Lewis Publishers, Boca Raton, 2000.
- Baldwin, D. L. (2013). *Succulents Simplified*.
 - Bareen F., y Anjum T., S. (2010). Metal accumulation potential of wild plants in tannery effluent contaminated soil of Kasur, Pakistan: Field trials for toxic metal cleanup using *Suaeda fruticosa*. *Journal of Hazardous Material*, 186, 443-450.
 - Basabe R. V. L., Vaca M. M., 2013 Efectividad de tratamiento de fitoextracción de cromo de residuos orgánicos, con girasol (*Helianthus annuus*) y EDTA (ácido etilen diamino tetracético).UAM.
 - Botello, A. V., Rojas, J. C., Benítez, J. A. y Zárata L.D. (1998) Golfo de México,Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Epomex Serie Científica SEP2.
 - Brown, T. L., LeMay, H. E., Bursten, B. E. y Burdge, J. R. (2004). *Química. La Ciencia Central. Novena Edición*. Pearson Education. México. 949-981. Fitorremediación de un suelo contaminado con metales pesados, utilizando *Digitaria Decumbens*. UAM.
 - Beltrán V. M., Vaca M. M., Jiménez C. B. 2001. Fitoextracción en suelos contaminados con cadmio y zinc usando especies vegetales comestibles. U.A.M.
 - Cámara minera de México, International Lead Management Center, Industrias Peñoles S.A. de C.V., Centro de Calidad Ambiental del tecnológico de Monterrey, Manual para el Manejo Ambientalmente Responsable del Plomo, 2006.
 - Cañizares R. (2000) Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 42: 131-143.
 - Carmalin, S.A. y Swaminathan, K; *Leaching of Metals on Stabilization of Metal Sludge Using Cement Based Materials*, *Journal of Env. Science*: 17(1), 115-118 (2005).

- Chaney, R. L. 1989. Toxic element accumulation in soils and crops: protecting soil fertility and agricultural food-chains. En BarYosef B., N. J. Barrow, y J. Goldshmid, editors. Inorganic contaminants in the vadose zone Berlin: Springer-Verlag. P. 140-158.
- Crowley, D. E., Cunningham, S. D., Shaan, J. R. Anderson, T. A., Phytoremediation of Contaminated Water and Soil, ACS Books, Washington D.C., 1997.
- Culliname, M.J., L.W. Jones y P.G. Malone; *Handbook for tabilization/Solidification of Hazardous Wastes*, EPA/540/2-86-001, USEPA, USA (1986).
- Cunningham. S. D., W. R. Berti y J. W. Huang. 1995. Remediación de suelos y lodos contaminados con plantas verdes. R.E. Hinchee, J.L. Means and D.R. Burris, Editors, Bioremediation of Inorganics, Battelle Press, Columbus, OH. Environmental Health Criteria 165, Inorganic Lead, OMS 1995.
- Duffus JH. Metales pesados II (IUPAC Technical Report). *Clinical Chemistry*. 2002;74:793-807.
- Enviromental Protection Agency (EPA). Disponible en: www.epa.gov.
- Fernandez-Olmo, I., E. Chacón y A. Irabien; *Leaching Behavior of Lead, Chromium (III) and Zinc in Cement/Metal Oxide Systems*, Jour. Environ. Eng.: 129(6), 532-538 (2003).
- Gadd G. (1992) Heavy metals pollutants: environments and biotechnological aspects. Academic Press Inc., 9: 174-185.
- Galvao, G. L. A., Cadmio serie de vigilancia 1, O. P. S., OMS, México, 1987.
- Gary D.C. 2009. Química analítica, McGraw Hill.
- Gerhardt E., Xiao H., Glick B. «Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: Potential and challenges», *Plant Science*, 176 20–30, 2009.
- Gibson GR. Physiology and ecology of the sulphate-reducing bacteria. *Journal of Applied Bacteriology*. 1990;69:769-797.

- Glasser, F.F.; *Fundamental Aspects of Cement Solidification and Stabilisation*, J. Haz. Mat.: 52, 151-170 (1997).
- González García, E. *Cinética y obtención de factores de concentración para la absorción de Cr (III) por Helianthus annuus*, Tesis de Licenciatura en Ingeniería Química, Universidad de Guanajuato, México, 2007.
- Gutiérrez, J. B. y López de Cerain, A. (2001). *Fundamentos de Ciencia Toxicológica*. Díaz de Santos. España. 25-52.
- Gutiérrez L.J.L. 2009. Manual para el cultivo de Paulownia. Dirección de Difusión y Promoción de la Investigación y los Estudios Avanzados UAEM.
- Harvey, P.J, Campanela B.F, Castro P.M.L, Harms H, Lichtfouse E, Schöffner A.R, Smrcek, S. and Werck-Reichhart D. 2002. Phytoremediation of Polyaromatic Hydrocarbons, Anilines and Phenols. *Environmental Science and Pollution Research* 9,29-47.
- Instituto Nacional de Seguridad y Salud Ocupacional - NIOSH (The National Institute for Occupational Safety and Health) – Aire en ambiente durante jornada laboral
- Schnoor J., October 1997, Phytoremediation, Center for Global and Regional Environmental Research Iowa City, Iowa, The University of Iowa Department of Civil and Environmental Engineering.
- Kabata-Pendias, A. (2011). *Trace Elements in Soils and Plants* (4^a edición). Florida, U.S.A. CRC Press.
- Klich, I. *Mineralogical Alterations that Affect the Durability and Metals Containment of Aged Solidified and Stabilized Wastes*, Cement and concrete Research: 29, 1433-1440 (1999).
- Kramer V. (2005) Phytoremediation: novel approaches to cleaning up polluted soils. *Current opinions in Biotechnology*, 16: 133-141.
- Kirk T., Cain R. (1996) Biodegradation of phenolics by the alga *Ochromonas danica*. *Applied and Environmental Microbiology*, 2: 1265-1273.
- Le Duc D., Terry N. (2005) Phytoremediation of toxic trace elements in soil and water. *Journal Ind. Microbiol. Biotechnol.*, 32: 514-520.

- Lora, R. 2007. Contaminación por micronutrientes y posibles soluciones. Rev. U.D.C.A. Act. & Div. Cient. 7(1):5-20.
- Mahaira, R. S., Dutta, R. K., Acharya, R., y Reddy, A. V. (2010). Heavy metal bioaccumulation in select medicinal plant collected from khetri copper mines and comparison with those collected from fertile soil in Haridwar, India. *Journal of Environmental Science and Health part B* vol. 45, pp 174-181.
- Mallick N. (2003) Biotechnological potential of *Chlorella vulgaris* for accumulation of Co and Ni from single and metal solution. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 19: 695-701.
- Mani, D.B. Sharma y C. Kumar. 2007. Phytoaccumulation, interaction, toxicity and remediation of cadmium for *Helianthus annuus* L. (sunflower). *Bull Environ Contam Toxicol* 79:71-79.
- Martines, A.M. (2005). Impacto do lodo de curtume nos atributos biológicos e químicos do solo. 74 f. *Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)* – Curso de Pós-graduação em Agronomia, USP-ESALQ. 1-60.
- Martínez Cardoso, R. *Evaluación mediante modelaje matemático sobre la viabilidad de aplicar fitorremediación a jales de la ciudad de Guanajuato*, Tesis de licenciatura en Ingeniería Química, Universidad de Guanajuato, México, 2008.
- Melcer R., Post L. (2004) Merging genes could create plants that clean contaminated ground. From green to clean.
- Minjo, V. *Compositional Changes in Cement-Stabilized Waste During Leach Tests—Comparison of SEM/EDX Data with Predictions from Geochemical Speciation Modeling*, *Journal of Colloid and Interface Science*: 280, 465–477 (2004).
- Morales A. M., Vaca M.M. 2013. Fitorremediación de suelos contaminados por vanadio empleando especies de ornamentales Girasol (*Helianthus annuus*) y pasto Bermuda (*Cynodon dactylon*). UAM.

- Nriagu JO, Azcue JM. Food contamination with arsenic in the environment. In: Simmons JON and MS, ed. *Food Contamination from environmental sources*. Inc. N.Y. John Wiley & Sons; 1990:121-144.
- Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000, Especificaciones de fertilidad, sanidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.
- Norma Oficial Mexicana NOM-040-ECOL-2002, Protección ambiental - Fabricación de cemento hidráulico - Niveles máximos permisibles de emisión a la atmósfera.
- Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.
- Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados con arsénico, bario, berilium, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio.
- Núñez G.P., Flores V.E., Valladares R.M. 2012. Fitorremediación de un suelo contaminado con metales pesados, utilizando *Digitaria Decumbens*. UAM
- Paria, S. y P.K. Yuet; *Solidification-Stabilization of Organic and Inorganic Contaminants Using Portland Cement: A Literature Review*. Environ. Rev.: 14, 217-255 (2006).
- Pellegrini, F.; *Sorption and Desorption of Cd, Co, Cu, Ni and Zn from Carbonated Portland Cement*, Advances in App. Ceramics: 105(4), 185- 90 (2006).
- Peterson, P.; Girling, C. 1981. Other Trace Metals. En: Leep, N.W. Ed. Effect of heavy metal pollution on plants. Vol 1: Effect of trace metals on plants function. Applied Science Publishers. London. 325p.
- Polletini, A., R. Pomi y M. Valente; *Remediation of Heavy Metal-Contaminated Soil by Means of Agglomeration*. Journal of Environmental Science and Health: A39, 999-1010 (2004).
- Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P. B. A., Dushenkov, V., Ensley, B. D., Chent, I., y Raskin, I. (1995). Phytoremediation: A novel strategy for the

removal of toxic Metals from the environment using plants. *Biotechnology*, 13, 468-474.

- Shi, C. y R. Spence; *Designing of Cement-Based Formula for Solidification/Stabilization of Hazardous, Radioactive and Mixed Wastes*, Crit. Rev. Env. Sci. Technol.: 34, 391-417 (2004).
- Silveira, B.I.; *Effectiveness of Cement-Based Systems for Stabilization and Solidification of Spent Pot Liner Inorganic Fraction*, J. Haz. Mat.: B98, 183-190 (2003).
- Reeves, R. D, y Baker, A. J. M. (2000). Metal-accumulating plants. In: Raskin, I., & Ensley, B. D. (Ed.). *Phytoremediation of Toxic Metals – Using plants to clean up the environment*. Wiley-Interscience Publications.193-229.
- Reyes, s., Álvares, J. (2007). Fungal bioleaching of metals in preservative treated wood. *Process biochemistry*. 42 : 798-804
- Rodríguez-Ortíz, J. C.; Valdez-Cepeda, R. D.; Lara-Mireles, J.168 *Fitoextracción de plomo*.
- Rodríguez-Fuentes, H.; Vázquez-Alvarado, R. E.; Magallanes-Quintanar, R.; García Hernández, J. L. 2006. Soil nitrogen fertilization effects on phytoextraction of Cd and Pb by tobacco (*Nicotiana tabacum* L.). *Bioremediation Journal* 10(3): 105-114.
- Shahandeh, H., y Hossner, L. R. (2000). Plant Screening for Chromium Phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*, 2(1), 31-51.
- SEMARNAT (2002). NOM-021 – RECNAT-2000 Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Serrano, Z. (2005). Construcción de invernaderos (3ª edición). Madrid, España: Mundi-Prensa, pp.68-71.
- Shanker, A. K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H., y Avudainayagam, S. (2005). Chromium toxicity in plants. *Environment International*, 31(5), 739-753.

- Skoog A., West D.M., Holler F.J. 2005. Fundamentos de Química analítica. Thomsom learning.
- Strand, S. E., L. Newman, M. Ruszaj, J. Wilmoth, B. Shurtleff, M. Brandt N. Choe, G. Ekuan, J. Duffy, J. W. Massman, P. E. Heilman, y M. P. Gordon. 1995. Removal of trichloroethylene from aquifers using trees. In: Vidic, R. D., y F. G. Pohland. (Eds.), Innovative Technologies for Site Remediation and Hazardous Waste Management, Proceedings of the National Conference of the Environmental Engineering Division of the American Society of Civil Engineers, Pittsburgh, PA, New York, NY.
- Susarla, S., S. T. Bacchus, N. L. Wolfe. y S. C. McCutcheon. 1999. Potential species for phytoremediation of perchlorate. U.S. Environmental Protection Agency Report EPA/600/R-99/069, Athens, GA (A Project report submitted to the Wright-Patterson Air Force Base, Dayton, OH), P.47.
- Tchobanoglous, G., H. Theisen y S. Vigil; *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*, Mc Graw Hill, Boston (2003).
- Téllez, M. J., Carvajal, R. M. y Gaitán, A. M. (2004). Aspectos toxicológicos relacionados con la utilización del cromo en el proceso productivo de curtiembres. *Revista de la Facultad de Medicina. Universidad Nacional de Colombia*, 52(1), 50-61.
- Terry N., A. Zayed, y E. Pilon-Smits. 1995. Bioremediation of selenium by plant volatilization. En: Teddar, D. W., Editor, Emerging Technologies in Hazardous Waste Management VIII. 1995 Extended Abstracts for the Special Symposium, American Chemical Society, Industrial and Engineering Division, Atlanta, GA.
- Udoeyo, F.F.; *Potencial of Wood Waste Ash as an Additive in Concrete*, Journal of Materials in Civil Eng.: 18(4), 605-611 (2006).
- USEPA; *Treatment Technologies for Site Cleanup: Markets and Technology Trends*, EPA-542-R-96-005, USEPA, USA (2004).
- Valdés P.F. (1999). La contaminación por metales pesados en Torreón Coahuila, Mexico.

- Valls M., De Lorenzo V. (2002) Exploiting the genetic and biochemical capacities of bacteria for the remediation of heavy metal pollution. *FEMS Microbiology Reviews*, 26: 327-338.
- Vamerali, T. y Bandiera, M. «Phytoremediation trials on metal —and arsenic—contaminated pyrite wastes (Torviscosa, Italy)», *Environmental Pollution*, 157, 887–894, 2009.
- Volesky, B. (1999). Biosorption for the next century. Chemical Engineering Department. Mc Gill University, Canadá
- Watanabe, M. E. 1997. Phytoremediation on the brink of commercialization. *Environ. Sci. Technol.* 31:182–186.
- Wase, J., Forster, C., (1997). Biosorbents for metal ions, Taylor & Francis Publishers, Gran Bretaña.
- Yalçinkaya Y. (2001). Biosorption of cadmium from aquatic systems by carboxymethylcellulose and immobilized *Trametes versicolor*. *Hydrometallurgy* 63: 31 – 40
- Yu, X. Z., y Gu, J. D. (2008). The role of EDTA in phytoextraction of hexavalent and trivalent chromium by two willow trees. *Ecotoxicology*, 17, 143-152.
- Zacarías S. M., Beltrán V.M., Torres B.L., 2009. Fitoextracción in situ y ex situ de un suelo contaminado con Ni, As y Cu. UAM.
- Zhang, L.; *Effects of Sucrose and Sorbitol on Cement-Based Stabilization/Solidification of Toxic Metal Waste*, *J. Haz. Mat.*: 151, 490-498 (2008).
- Zhao, H.Z., J.Ch. Ching, Y.L. Xin and G.X. Yao (1986). Paulownia in China: Cultivation and Utilization (1986). Chinese Academy of Forestry staff, Asian Network for Biological Sciences and IDRC.
- Zhou, J.L. y Kiff R.J. (1991). The uptake of copper from aqueous solution by immobilized fungal biomass. *J. Chem. Technol. and Biotech.* 52: 317-330
- ZHU ZHAO-HUA; 1986. *Paulownia in China: Cultivation and utilization. Singapore: Asian Network Biological Sciences, Republic of Singapore and International Development Research Center of Canada.*

IX. APÉNDICE

A. Análisis estadístico.

El análisis de varianza en una clasificación es probablemente uno de los primeros análisis estadísticos que realiza el investigador, es la comparación de dos medias. Esta situación se plantea cuando se están comparando dos grupos (normalmente dos tratamientos) con relación a una variable cuantitativa.

Cuando se generaliza este caso a más tratamientos se utiliza el análisis de varianza en una clasificación o en un solo sentido o dirección. Se comparan entonces, tres o más muestras independientes cuya clasificación viene dada por la variable llamada factor. La base de este procedimiento consiste en particionar la variabilidad total en dos componentes que son: la variabilidad entre los promedios de los tratamientos y el gran promedio, y la variabilidad de las observaciones dentro de los tratamientos y el promedio de los tratamientos. De ahí el nombre análisis de varianza

Contenido de Cd, Cr y Pb en tejido vegetal.

En la figura A1 y en la tabla A1 se muestra parte del análisis de varianza que muestra la acumulación de cadmio en la paulonia y la suculenta, observándose una mayor acumulación del metal en la suculenta que en la paulonia.

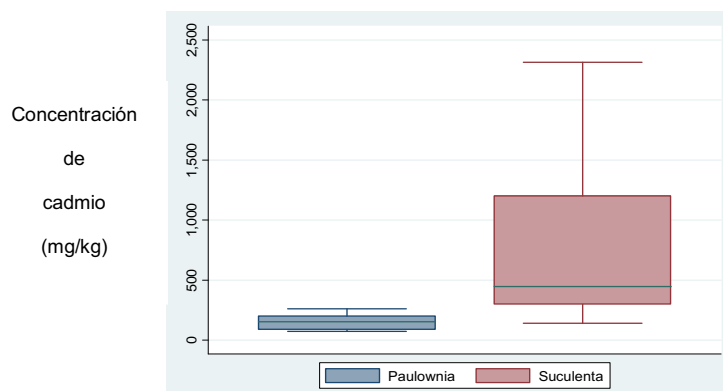


Figura A1. Acumulación de cadmio en paulonia y suculenta.

Tabla A1. Anova en la acumulación de cadmio en paulonia y suculenta

Análisis de varianza de dos factores con una sola muestra por grupo				
RESUMEN	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
S50-1B	6	4468.87169	744.8119483	22749.53851
S50-1C	6	5382.805087	897.1341812	23102.64887
S50-2A	6	4123.450516	687.2417527	19796.35151
S50-2B	6	4044.920402	674.1534003	20316.76358
S50-2C	6	3866.55524	644.4258734	2318.391437
S50-3A	6	4332.673625	722.1122709	8183.419132
S50-3B	6	4092.01987	682.0033117	12125.99199
S50-3C	6	4238.956382	706.4927303	13962.9838
S50-4A	6	4185.26439	697.544065	7206.603219
S50-4B	6	3468.994633	578.1657722	27509.7379
S50-4C	6	4028.268612	671.378102	8421.217043
1	11	8447.633434	767.9666758	9852.746577
2	11	8329.502309	757.2274826	18228.77805
3	11	8447.633434	767.9666758	9852.746577
4	11	8329.502309	757.2274826	18228.77805
5	11	6657.113613	605.1921466	2224.152626
6	11	6021.395349	547.3995772	8376.730468

ANÁLISIS DE VARIANZA						
	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Origen de las variaciones						
Columnas	367862.39	10	36786.23899	6.135601988	5.04171E-06	2.026142961
Error	528691.3	5	105738.2603	17.63615682	4.89E-10	2.400409119
	299776.93	50	5995.538672			
Total	1196330.6	65				

En la figura A2 y en la tabla A2 se muestra parte del análisis de varianza que muestra la acumulación de cromo en la paulonia y la suculenta, observándose una mayor acumulación del metal en la suculenta que en la paulonia.

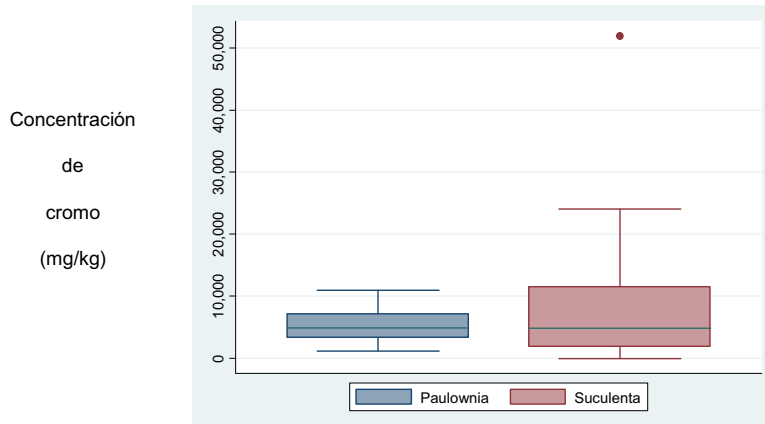


Figura A2. Acumulación de cromo en paulonia y suculenta.

Tabla A2. Anova en la acumulación de cromo en paulonia y suculenta

Análisis de varianza de dos factores con una sola muestra por grupo

RESUMEN	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
P50-1A	6.000	3687.705	614.618	70439.591
P50-1B	6.000	1312.681	218.780	56380.958
P50-1C	6.000	4208.516	701.419	51931.209
P50-2A	6.000	4017.234	669.539	51897.320
P50-2B	6.000	3820.040	636.673	63669.087
P50-2C	6.000	3988.574	664.762	57138.410
P50-3A	6.000	4048.899	674.817	55256.620
P50-3B	6.000	4510.146	751.691	173135.537
P50-3C	6.000	3954.793	659.132	36146.235
P50-4A	6.000	4935.575	822.596	94360.681
P50-4B	6.000	4322.724	720.454	83849.689
P50-4C	6.000	5293.247	882.208	221699.877
P50-5A	6.000	3888.681	648.114	74282.050
P50-5B	6.000	3987.821	664.637	118161.265
P50-5C	6.000	3875.133	645.856	104031.657
P50-6A	6.000	6858.683	1143.114	116186.127
P50-6B	6.000	6574.479	1095.746	103334.970
P50-6C	6.000	6515.427	1085.904	145569.515

1	18.000	14880.849	826.714	65134.166
2	18.000	17352.735	964.041	88620.543
3	18.000	15105.507	839.195	69404.409
4	18.000	11361.851	631.214	173710.963
5	18.000	9737.565	540.976	59637.768
6	18.000	11361.851	631.214	173710.963

ANÁLISIS DE VARIANZA						
Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad (valor de p)	Valor crítico para F
Filas (muestras)	4681220.8	17	275365.9281	3.880001287	1.50949E-05	1.744298846
Columnas (muestreo)	2354855	5	470970.9996	6.636144484	2.91839E-05	2.321812253
Error	6032499	85	70970.57648			
Total	13068575	107				

En la figura A3 y en la tabla A3 se muestra parte del análisis de varianza en donde se muestra la acumulación de plomo en la paulonia y la suculenta, observándose una mayor acumulación del metal en la suculenta que en la paulonia.

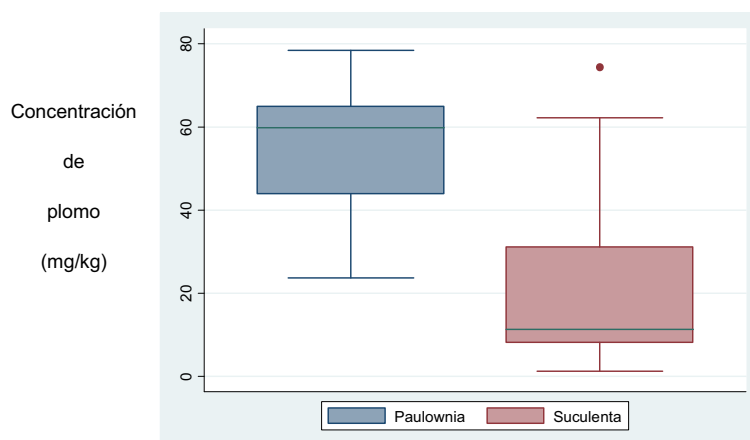


Figura A3. Acumulación de plomo en paulonia y suculenta.

Tabla A3. Anova en la acumulación de plomo en paulonia y suculenta

Análisis de varianza de dos factores con una sola muestra por grupo

<i>RESUMEN</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>
P75-1A	6	4385.572065	730.9286775	22548.04648
P75-1B	6	4370.826858	728.471143	64624.10247
P75-1C	6	3984.594365	664.0990609	26584.46218
P75-2A	6	5289.265596	881.5442661	25592.80333
P75-2B	6	4595.610826	765.9351376	14951.21785
P75-2C	6	4788.308368	798.0513946	4213.185785
P75-3A	6	6243.404975	1040.567496	31398.8387
P75-3B	6	6928.626008	1154.771001	79455.08875
P75-3C	6	6764.555354	1127.425892	49205.25106
P75-4A	6	3937.309689	656.2182815	12814.15434
P75-4B	6	3595.286018	599.2143364	8301.100238
P75-4C	6	3926.289831	654.3816385	4620.366233
1	12	11541.55251	961.7960426	49937.82196
2	12	8801.918223	733.4931853	67486.00369
3	12	11494.06393	957.8386606	51948.54658
4	12	9792.02423	816.0020192	83316.05393
5	12	8607.983623	717.3319686	25751.07882
6	12	8572.107438	714.3422865	25022.24806

ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad (valor de p)</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Filas (muestras)	2435510.9	11	221410.0804	13.49211254	5.39E-12	1.967546647
Columnas (muestreo)	818974.69	5	163794.9375	9.981206486	7.82E-07	2.382823301
Error	902568.4	55	16410.33454			
Total	4157054	71				

X. ANEXO

Ruta de exposición al plomo del ser humano y de otros organismos

El plomo puede llegar a la biosfera, incluido el ser humano, por varias vías, siendo las principales las siguientes:

- **Alimentos:** Constituyen la causa principal de ingestión de plomo entre la población adulta. Los alimentos pueden resultar contaminados por deposición atmosférica o por proceder de suelos con plomo, pudiendo remediarse mediante un lavado cuidadoso. Hasta hace poco tiempo, se podía ingerir algo de plomo como consecuencia del empleo de soldaduras con dicho metal o por las cápsulas de las botellas de vino, pero ambos usos tienden a desaparecer. La utilización en la vida doméstica de vajillas, cristalería y otros utensilios que contiene plomo, pueden ocasionar ligeras ingestiones de metal, pero, actualmente, en el Mundo Occidental, dichos artículos son tolerablemente lixiviables.
- **Agua:** Las conducciones antiguas, en servicio todavía en edificios viejos, pueden disolver algo de plomo, especialmente si se trata de aguas blandas o ácidas, pero su tratamiento para evitar su ataque al plomo, contribuyen a disminuir el posible riesgo a niveles aceptables. No obstante, el problema no desaparecerá a menos que se cambien las antiguas conducciones de plomo por otras, lo que supone unos gastos considerables para los propietarios de las viviendas. La norma guía para la OMS (organización mundial de la salud) para el agua potable es de 10 g/L de plomo, algo que se viene cumpliendo en la mayoría de los casos.

- **Aire:** La absorción por inhalación supone una causa menor entre la población en general, pero puede ser importante en los individuos expuestos ocupacionalmente. Las partículas transportadas por el aire se depositan en el suelo, las mayores próximas a la fuente de emisión, contribuyendo a la contaminación de los suelos y de los alimentos. Se ha establecido una débil relación entre el nivel de plomo en el aire y la población expuesta, recomendando la OMS una cualidad del aire estándar en 1987 de 0,5 - 1,0 g/m³. El estándar de la UE para el contenido de plomo en el aire es, normalmente, de 0,5 g/m³ y, en el Reino Unido, el objetivo que se persigue es 0,25 g/m³. El nivel de plomo en la atmósfera está descendiendo de forma importante en la Europa Occidental como consecuencia de la supresión de la gasolina plomo, encontrándose niveles algo elevados en zonas industriales.

- **Suelos y polvos:** La ingestión causada por los suelos y por el polvo doméstico es una vía importante para la población infantil, dada su costumbre de llevar todo a la boca. La mayor fuente en las casas antiguas es la originada por las pinturas al plomo (ahora prohibidas pero que aún permanecen en construcciones antiguas). Esta resulta ser la principal causa de exposición al plomo para la población infantil en EEUU. Donde aún se consume gasolina plomo, la exposición vía aire es importante. En el Reino Unido, el contenido de plomo en el polvo doméstico va disminuyendo,. El contenido de plomo en los suelos no puede esperarse que desaparezca en muchos años debido a la baja movilidad del metal.

Ruta de exposición al cadmio.

El cadmio es un elemento natural de la corteza terrestre y su presencia en el suelo demuestra que forma parte de los minerales extraídos en la zona. El cadmio presente en el suelo y en minerales puede entrar al aire, al agua y a suelos en otras áreas en polvo que levanta el viento y puede entrar al agua en efluente de lluvia o en agua que se filtra a través del suelo. En el ambiente, el cadmio no puede ser destruido en el ambiente, solamente puede cambiar de forma química. El hecho de que se detectaron concentraciones de cadmio, tanto en las muestras de suelos como del polvo sedimentable, indica la distribución de este elemento por erosión eólica y la exposición de la población por inhalación de polvo contaminado. Aparte de la inhalación, la ingestión de suelos, polvo o agua con concentraciones de cadmio son rutas de exposición que deben ser consideradas. El ensayo TCLP demostró que en ninguna muestra se detectó una concentración por encima de 1 mg/L en el lixiviado, valor considerado crítico para la salud humana y el ecosistema (NSW EPA 2009).

Efectos para la salud

Respirar niveles altos de cadmio puede dañar gravemente los pulmones. Ingerir alimentos o tomar agua con niveles de cadmio muy altos produce irritación grave del estómago causando vómitos y diarrea. La exposición prolongada a niveles más bajos de cadmio en el aire, los alimentos o el agua produce acumulación de cadmio en los riñones y posiblemente enfermedad renal. Otros efectos de la exposición prolongada consisten en daño del pulmón y fragilidad de los huesos. El Departamento de Salud y Servicios Humanos de los E.E.U.U. (DHHS) y la Agencia para la Investigación del Cáncer (IARC) han determinado que el cadmio y los compuestos de cadmio son carcinogénicos en seres humanos.

Exposición de fondo.

Basándose en los datos analíticos disponibles, la concentración de arsénico en el fondo está en el rango de 0.58 a 0.70 mg/kg.

ECA Suelo (D.S. 002- 2008 MINAM)

1,4 mg/kg (suelo agrícola)

10 mg/kg (suelo residencial/parques)

22 mg/kg (suelo comercial, industrial, extractivos)

VRTs identificados para la Evaluación Cuantitativa de Riesgo

Exposición crónica – efectos no-carcinogénicos (efectos umbrales)

DdR ingestión oral

0.001 mg/kg/día (OMS 2004; sistema de salud en Canada 2008)

Se aplica un Factor de Absorción Gástrica de 5% que es considerado seguro también para niños expuestos a polvo y suelos contaminados con minerales conteniendo cadmio. Para la exposición a agua potable conteniendo cadmio soluble, se considera un Factor de Absorción Gástrica de 8%.

CdR inhalación No disponible

DdR dermal No disponible

Exposición crónica – efectos carcinogénicos (efectos no-umbrales)

Factor de Pendiente de Cáncer (FPC) ingestión oral No disponible

FPC inhalación 0.0018 por ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (US EPA IRIS) – riesgo unitario de inhalación, protector contra cáncer de pulmón

$6\text{E}-3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (nivel de riesgo E-5 o 1 caso de cáncer entre 100,000 habitantes)

FPC dermal No disponible

Efectos del Cromo sobre la salud

La gente puede estar expuesta al cromo a través de respirarlo, comerlo o beberlo y a través del contacto con la piel con cromo o compuestos del cromo. El nivel de cromo en el aire y el agua es generalmente bajo.

En agua para beber el nivel de cromo es usualmente bajo como en el agua de pozo, pero el agua de pozo contaminada puede contener el peligroso cromo (VI); cromo hexavalente. Para la mayoría de la gente que come comida que contiene cromo III es la mayor ruta de entrada de cromo, como cromo III ocurre naturalmente en muchos vegetales, frutas, carnes, levaduras y granos. Varias maneras de preparación de la comida y almacenaje pueden alterar el contenido de cromo en la comida. Cuando la comida es almacenada en tanques de acero o latas las concentraciones de cromo pueden aumentar. El cromo III es un nutriente esencial para los humanos y la falta de este puede causar condiciones del corazón, trastornos metabólicos y diabetes. Pero la toma de mucho cromo III puede causar efectos sobre la salud también, por ejemplo erupciones cutáneas.

El cromo (VI) es un peligro para la salud de los humanos, mayoritariamente para la gente que trabaja en la industria del acero y textil. La gente que fuma tabaco también puede tener un alto grado de exposición al cromo. El cromo (VI) es conocido porque causa varios efectos sobre la salud. Cuando es un compuesto en los productos de la piel, puede causar reacciones alérgicas, como es erupciones cutáneas. Después de ser respirado el cromo (VI) puede causar irritación de la nariz y sangrado de la nariz. Otros problemas de salud causados por el cromo (VI) son:

- Erupciones cutáneas
- Malestar de estómago y úlceras
- Problemas respiratorios
- Debilitamiento del sistema inmune
- Daño en los riñones e hígado
- Alteración del material genético
- Cáncer de pulmón
- Muerte

Efectos ambientales del Cromo

Hay varias clases diferentes de cromo que difieren de sus efectos sobre los organismos. El cromo entra en el aire, agua y suelo en forma de cromo (III) y cromo (VI) a través de procesos naturales y actividades humanas.

Las mayores actividades humanas que incrementan las concentraciones de cromo (III) son el acero, las peleterías y las industrias textiles, pintura eléctrica y otras aplicaciones industriales del cromo (VI). Estas aplicaciones incrementarán las concentraciones del cromo en agua. A través de la combustión del carbón el cromo será también emitido al agua y eventualmente se disolverá.

El cromo (III) es un elemento esencial para organismos que puede interferir en el metabolismo del azúcar y causar problemas de corazón, cuando la dosis es muy baja. El cromo (VI) es mayoritariamente tóxico para los organismos. Este puede alterar el material genético y causar cáncer.

Los cultivos contienen sistemas para gestionar la toma de cromo para que esta sea lo suficientemente baja como para no causar cáncer. Pero cuando la cantidad de cromo en el suelo aumenta, esto puede aumentar las concentraciones en los cultivos. La acidificación del suelo puede también influir en la captación de cromo por los cultivos. Las plantas usualmente absorben sólo cromo (III). Esta clase de cromo probablemente es esencial, pero cuando las concentraciones exceden cierto valor, efectos negativos pueden ocurrir.

No es conocido que el cromo se acumule en los peces, pero altas concentraciones de cromo, debido a la disponibilidad de metales en las aguas superficiales, pueden dañar las agallas de los peces que nadan cerca del punto de vertido. En animales el cromo puede causar problemas respiratorios, una baja disponibilidad puede dar lugar a contraer las enfermedades, defectos de nacimiento, infertilidad y formación de tumores.