



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO
Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas
Coordinación de Posgrado

**EL NOPAL *Opuntia megacantha* Salm-Dyck EN LA FITOEXTRACCION
DE PLOMO (Pb) EN SUELOS CONTAMINADOS**

TESIS

QUE COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS

**EN RECURSOS NATURALES Y MEDIO AMBIENTE
EN ZONAS ÁRIDAS**

PRESENTA:

JOSÉ ANTONIO HERNÁNDEZ HERRERA



DIRECCION GENERAL ACADEMICA
DIRECCION DE SERVICIOS ESCOLARES
OFICINA DE EXAMENES PROFESIONALES

Bermejillo, Durango, México. Diciembre 2010



EL NOPAL *Opuntia megacantha* Salm-Dyck EN LA FITOEXTRACCION DE PLOMO (Pb) EN SUELOS CONTAMINADOS

Tesis realizada por **José Antonio Hernández Herrera** bajo la dirección del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito para obtener el grado de:

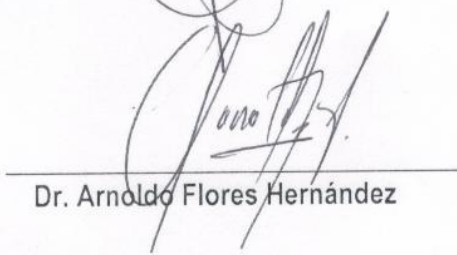
MAESTRO EN CIENCIAS EN RECURSOS NATURALES Y MEDIO AMBIENTE EN ZONAS ARIDAS

DIRECTOR



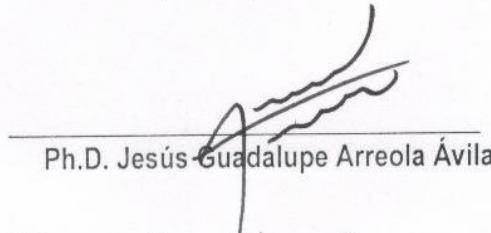
Ph.D. Ricardo Trejo Calzada

ASESOR



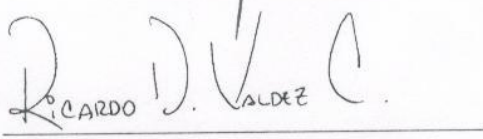
Dr. Arnoldo Flores Hernández

ASESOR



Ph.D. Jesús Guadalupe Arreola Ávila

ASESOR



Dr. Ricardo David Valdez Cepeda

Agradecimientos

La Universidad Autónoma Chapingo, la institución que me brindo las oportunidades de desarrollo profesional y personal.

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), al Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Durango (COCyTED)

Ph.D. Ricardo Trejo Calzada profesor –investigador de la Universidad Autónoma Chapingo, más que un docente es un amigo que escucha y siempre puedes confiar en él.

Dr. Arnoldo Flores Hernández y Ph.D. Jesus Guadalupe Arreola Ávila un agradecimiento y aportación al trabajo de tesis.

Los docentes de posgrado por haberme brindado la oportunidad de aprender, de hacer mejor las cosas.

Personal administrativo de la Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas

Compañeros de estudios de posgrado, por aprender y compartir experiencias

A mi familia, gracias a mi esposa Deyanira y a mi hijo Ángel Andrés por su ánimo y apoyo incondicional para alcanzar una meta ser mejor persona.

CONTENIDO

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES	VII
ÍNDICE DE CUADROS	VIII
CUADRO DE ABREVIATURAS	IX
RESUMEN	11
ABSTRACT	11
I. INTRODUCCIÓN	1
II. OBJETIVOS	6
2.1 Objetivo general	6
2.2 Objetivos específicos	6
III. HIPÓTESIS	6
IV. REVISIÓN DE LITERATURA	7
4.1. Contaminación	7
4.2. Principales fuentes de contaminación del suelo	9
4.3. Metales pesados	10
4.4. Dinámica de los metales pesados en el suelo y plantas	12
4.5. Toxicidad de los metales pesados	13
4.6. Plomo	15
4.7. Toxico cinética del Plomo	17
4.8. Tecnologías de remediación para suelos contaminados por EPT	19
4.8.1. Factores que inciden en los procesos de remediación	20
4.8.1.1. Factores ambientales	21
4.8.1.2. Características de los contaminantes	23

4.9. Biorremediación	25
4.9.1. Clasificación de tecnologías de remediación	26
4.9.1.1. Tecnologías tradicionales	26
4.9.1.2. Tecnologías innovadoras	26
4.9.1.3. Alteración de propiedades del contaminante	27
4.9.1.4. Inmovilización o separación	28
4.9.1.5. Movilización o disolución	28
4.9.1.6. Biosorción (inmovilización microbiana de metales)	29
4.9.2. Fitorremediación	30
4.9.2.1. Fitoextracción o fitoacumulación	35
4.9.2.2. Fitoestabilización	36
4.9.2.3. Fitovolatilización	36
4.9.3. Fitoextracción de metales	37
4.9.4. Fitoextracción continua de largo plazo	38
4.9.5. Factores y consideraciones que inciden en la fitorremediación	39
4.9.6. Plantas con potencial de fitoextracción de metales pesados	40
4.9.7. El nopal con potencial de fitoextracción de metales pesados	46
 V. MATERIALES Y MÉTODOS	 48
5.1 Localización del área experimental	48
5.2. Selección del sustrato y análisis de la muestra de suelo	49
5.3. Obtención de Cladodios	50
5.4. Diseño experimental	51
5.5. Colecta y preparación de las muestras para análisis de plomo	54
5.6. Variables	56
5.7. Análisis estadístico	57

VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	58
6.1. Propagación del material vegetal	58
6.2. Análisis de suelo	58
6.3. Concentración en Cladodios de nopal a 218, 335 y 439 DDE	61
6.4. Acumulación en Cladodios de nopal a 218, 335 y 439 DDE	64
6.5. Producción de cladodios de nopal a 218, 335 y 439 DDE	67
6.6. Peso fresco y área foliar a 439 DDE	70
6.7. Acumulación de Pb en peso fresco de penca y Extracción diaria	74
6.8. Análisis de correlación	79
6.9. Consideraciones finales	84
VII. CONCLUSIONES	87
VIII. RECOMENDACIONES	88
IX. LITERATURA CITADA	89

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

ILUSTRACIÓN 1. FACTORES QUE INCIDEN EN LOS PROCESOS DE REMEDIACIÓN DE UN SUELO CONTAMINADO	21
ILUSTRACIÓN 2. DESCONTAMINACIÓN DE IONES METÁLICOS EN UN PROCESO NATURAL DE FITORREMEDIACIÓN. FUENTE: SINGH ET AL., 2003 TOMADO DE VOLKE ET AL., 2005.	35
ILUSTRACIÓN 3. PROCESO GENERAL DE FITOEXTRACCIÓN. FUENTE: CUNNINGHAM Y OW 1996 TOMADO DE VOLKE ET AL., 2005.	37
ILUSTRACIÓN 4. FOTOGRAFÍA DEL ÁREA DE ESTUDIO (GOOGLE EARTH)	48
ILUSTRACIÓN 5. PLANTACIÓN EXPERIMENTAL DE NOPAL	51
ILUSTRACIÓN 6. DIAGRAMA DE FLUJO DE LA METODOLOGÍA DE EXTRACCIÓN DE PLOMO (PB) EN SUELO Y TEJIDOS	55
ILUSTRACIÓN 7. LÍNEA DE TIEMPO DE ACTIVIDADES REALIZADAS DURANTE EL ESTUDIO.	55
ILUSTRACIÓN 8. CONCENTRACIÓN MEDIA DE PB EN CLADODIOS DE NOPAL A 218, 335 Y 439 DDE.	62
ILUSTRACIÓN 9. PARÉNQUIMA ACUÍFERO EN OPUNTIA. FOTOS TOMADAS CON MICROSCOPIO ÓPTICO	64
ILUSTRACIÓN 10. ACUMULACIÓN MEDIA DE PB EN CLADODIOS DE NOPAL A 218, 335 Y 439 DDE.	66
ILUSTRACIÓN 11. NÚMERO DE CLADODIOS PROMEDIO A 218, 335 Y 439 DDE.	68
ILUSTRACIÓN 12. PESO FRESCO DE CLADODIO A 439 DDE.	71
ILUSTRACIÓN 13. ÁREA FOLIAR DE CLADODIO A 439 DDE.	73
ILUSTRACIÓN 14. VARIACIÓN DE LOS DATOS DE LA CONCENTRACIÓN PROMEDIO A 439 DDE CON FERTILIZACIÓN Y TRATAMIENTOS DE PB CON MEDIA Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR.	78

ÍNDICE DE CUADROS

CUADRO 1. DETERMINACIONES FÍSICO-QUÍMICAS DE SUELO SUPERFICIAL Y EL MÉTODO DE CUANTIFICACIÓN	49
CUADRO 2. DISEÑO DE LOS TRATAMIENTOS DE PB Y DOSIS DE FERTILIZACIÓN CON FOSFONITRATO	52
CUADRO 3. PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DEL FOSFONITRATO O NITRATO DE AMONIO ESTABILIZADO .	53
CUADRO 4. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE SUELO SUPERFICIAL USADO EN EL ESTUDIO.	59
CUADRO 5. CONCENTRACIÓN DE PLOMO MG PB KG-1 EN CLADODIOS A 218, 335 Y 439 DDE, EN PLANTAS DE NOPAL (MEDIA ± DESVIACIÓN ESTÁNDAR)	61
CUADRO 6. ACUMULACIÓN DE PLOMO MG PB KG-1 EN CLADODIOS A 218, 335 Y 439 DDE, EN PLANTAS DE NOPAL (MEDIA ± DESVIACIÓN ESTÁNDAR)	65
CUADRO 7. NÚMERO DE CLADODIOS A 218, 335 Y 439 DDE, EN PLANTAS DE NOPAL (MEDIA ± DESVIACIÓN ESTÁNDAR)	67
CUADRO 8. PESO FRESCO DE CLADODIO A 439 DDE CON DIFERENTES DOSIS DE FERTILIZACIÓN NITROGENADA Y TRATAMIENTOS DE PLOMO EN PLANTAS DE NOPAL (MEDIA ± DESVIACIÓN ESTÁNDAR).....	70
CUADRO 9. ÁREA FOLIAR DE CLADODIO A 439 DDE CON DIFERENTES DOSIS DE FERTILIZACIÓN NITROGENADA Y TRATAMIENTOS DE PLOMO EN PLANTAS DE NOPAL (MEDIA ± DESVIACIÓN ESTÁNDAR).....	72
CUADRO 10. ACUMULACIÓN DE PB EN PESO FRESCO EN CLADODIOS A 439 DDE CON DIFERENTES DOSIS DE FERTILIZACIÓN NITROGENADA Y TRATAMIENTOS DE PLOMO EN PLANTAS DE NOPAL (MEDIA ± DESVIACIÓN ESTÁNDAR)	75
CUADRO 11. EXTRACCIÓN DIARIA DE PB EN CLADODIOS EN MG KG-1/DÍA, A 439 DDE CON DIFERENTES DOSIS DE FERTILIZACIÓN NITROGENADA Y TRATAMIENTOS DE PLOMO EN PLANTAS DE NOPAL (MEDIA ± DESVIACIÓN ESTÁNDAR)	77
CUADRO 12. COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE PEARSON ENTRE LAS VARIABLES ESTUDIADAS	81

CUADRO DE ABREVIATURAS

ABREVIATURA	SIGNIFICADO
µg	Microgramo
Ag	Plata
APb	Acumulación de Pb en cladodios de nopal
APbPF	Acumulación de Pb por peso fresco
As	Arsénico
Au	Oro
B	Boro
Ba	Bario
Bi	Bismuto
CAM	Metabolismo ácido de las crasuláceas
Cd	Cadmio
Ce	Cerio
Cl	Cloro
cm	Centímetro
Co	Cobalto
CO	Bióxido de carbono
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DDE	Días después del establecimiento
dL	Decilitro
Dr	Doctor
DTPA	Ácido dietilen triamino pentaacético
EDPb	Extracción diaria Pb
EDTA	Ácido etilendiaminotetraacético
	Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos
EPA	
EPT	Elementos potencialmente tóxicos
et al	Otros
Fe	Hierro
g	Gramo
Ga	Galio
Hg	Mercurio
HTP	Hidrocarburos totales de petróleo
Kg	Kilogramo
mg	Miligramo
ml	Mililitro
Mn	Manganeso
Mo	Molibdeno
Ni	Niquel
NOM	Norma oficial mexicana
NTA	ácido nitrilo-triacético

O	Oxigeno
°C	Grados Celsius
Pb	Plomo
S	Azufre
Sb	Antimonio
Se	Selenio
SEMARNAT	Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales
Si	Silicio
Sn	Estaño
Th	Torio
Tl	Talio
U	Uranio
Zr	Zirconio

EL NOPAL (*Opuntia megacantha* Salm-Dyck) EN LA FITOEXTRACCION DE PLOMO (Pb) EN SUELOS CONTAMINADOS

NOPAL (*Opuntia megacantha* Salm-Dyck) FOR PHYTOEXTRACTION OF LEAD (Pb) FROM CONTAMINATED SOILS.

José Antonio Hernández Herrera¹ y Ricardo Trejo Calzada²

RESUMEN

El plomo, es uno de los contaminantes más peligrosos en las regiones áridas y semiáridas del norte de México. En Bermejillo, Durango hay una planta fundidora que emite 178 toneladas de plomo al año. La fitorremediación es una técnica que permite capturar los iones de los metales pesados y extraerlos por medio de vegetales y disminuir el riesgo de afectaciones. El nopal (*Opuntia megacantha* Salm-Dyck) es un especie potencial para la fitoextracción de metales pesados del suelo. En mayo de 2007, en condiciones de invernadero se estableció un experimento con nopal (*O. megacantha* Salm-Dyck) bajo un diseño de bloques al azar con tres repeticiones. Los factores variables fueron: dosis de plomo (0, 150, 300 y 450 mg Pb Kg⁻¹) y dosis de fertilización con fosfonitrato (0,50, 100 y 150 mg N Kg⁻¹ de suelo). A los 218, 335 y 439 días después de plantación (ddp) se tomaron muestras de los cladodios y se analizaron en un espectrofotómetro de absorción atómica. Asimismo se determinó peso fresco, largo y ancho de cladodios y se estimó el área foliar. Los datos se analizaron con el programa STATISTICA 7.0. La fertilización nitrogenada no tuvo efecto significativo en la extracción del Pb por el nopal. Tanto el tiempo de exposición al metal como la concentración de metal pesado en el sustrato tuvieron efectos significativos sobre la acumulación de Pb en el nopal. La concentración del plomo en el sustrato afectó significativamente el peso fresco de los cladodios.

Palabras clave: nopal, plomo, metal pesado, suelo, fitoextracción.

ABSTRACT

Lead is one of the most dangerous contaminants in arid and semiarid regions of México because of the scarcity of vegetation and winds. In Bermejillo, Durango there is a metal smelter plant that releases 178 ton of lead per year to the atmosphere. Phytoremediation is a technique that allows capturing and stabilizing heavy metals by using plant species. Nopal (*Opuntia megacantha* Salm-Dyck) is a potentially useful species for heavy metal phytoremediation. In may 2007 a greenhouse experiment with nopal (*O. megacantha* Salm-Dyck) under a random blocks design with three replications was established. The variable factors were: lead concentration (0, 150, 300 y 450 mg Pb Kg⁻¹) and nitrogen fertilization (0,50, 100 y 150 mg N Kg⁻¹ soil). Samples of tissue were taken at 218, 335 y 435 days after planting (dap) and were prepared for atomic spectroscopy analysis. Also fresh weight, length and width of clade were measured. Data were analyzed by StatisticaVer 7.0 software. Nitrogen fertilization did not significantly affect the uptake rate of Pb. Both time of exposure and heavy metal concentration had significant effect on Pb accumulation in nopal. The soil Pb concentration significantly affected weight fresh of clades.

Key words: nopal, lead, heavy metal, soil, phytoremediation

¹Tesista

²Director

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación por metales pesados en los suelos es uno de los problemas más serios de daño ambiental, ya que pueden ser absorbidos por las plantas y parte de ellos trasladados a los animales y a las personas en la cadena alimenticia provocando toxicidad (Sauerbeck, 1982). Hay evidencia que el plomo (Pb) y el cadmio (Cd) han sido causa de efectos en la salud humana, en los animales y el disturbio de ecosistemas naturales (Valdez-Cepeda et al., 2006).

La Región Lagunera, localizada en el Norte de México, es una importante zona agrícola e industrial con 47,887.5 has, donde el ramo metalúrgico ha tenido un gran desarrollo, teniendo una compañía metalúrgica que es la única fundidora primaria y refinadora de plomo en México; es la procesadora de plomo más grande en América Latina y la cuarta del mundo por su volumen de producción; también es la productora de plata más importante del mundo. Esta empresa se estableció en 1901 en Torreón, en 1973 se instaló una planta electrolítica de zinc y en 1975 se añadió la refinería de plomo y plata.

En 1981 se instaló la planta metalúrgica en Bermejillo, del Municipio de Mapimí, Durango, donde se produce trióxido de antimonio, óxido de cadmio, óxido de zinc, polvo de zinc, sulfato de cobre, además de la producción de aleación plomo-antimonio. Esta planta recibe su materia prima de Torreón, que consiste en subproductos de la fundición y refinería como cloruro de plomo y zinc metálico.

En el Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC), la planta de Bermejillo es la principal fuente emisora de compuestos de plomo y considerada una de las más contaminante del país generando emanaciones por 178 toneladas de plomo al año (SEMARNAT, 2004)

El Estado de Durango es el tercer productor de plomo con 12,884 toneladas que representan el 10% de la producción nacional, solamente debajo de Zacatecas y Chihuahua con 39%, lo que representa una fuente de empleos para las comunidades, pero genera un impacto ambiental negativo en los habitantes de poblaciones cercanas a las minas y áreas de procesamiento.

En estudios revelan altas concentraciones de plomo en suelo y plantas en áreas aledañas a la planta en Bermejillo (Trejo et al., 2007), representando un alto riesgo para la población de toda la zona urbana dado que el polvo contaminado se esparce fácilmente por el viento. La problemática de envenenamiento por metales pesados entre la población infantil de Torreón, Coahuila es un problema de salud publica desde los primeros estudios en 1978, hasta 1998 se hizo público las afectaciones a los niños con valores elevados de 45-69 $\mu\text{g/dL}$ (Valdés, et al 1999).

La exposición al plomo, aún a niveles bajos, afecta a niños y adultos. En cantidades muy pequeñas, el plomo interfiere en el desarrollo del sistema neurológico, causando crecimiento retardado y problemas digestivos. En casos extremos causa convulsiones, colapsos e incluso la muerte.

La exposición a cantidades sumamente pequeñas de plomo puede causar a largo plazo daños medibles e irreversibles en niños aún cuando éstos no muestren síntomas particulares. Se ha encontrado que una concentración de 7 microgramos de plomo por decilitro de sangre ($\mu\text{g/dL}$) causa daños irreversibles en el sistema neurológico de los infantes (Valdés, et al 1999). El límite máximo permisible de plomo en la sangre de un niño en la Norma Oficial Mexicana es de 10 $\mu\text{g/dL}$. Por lo tanto, es importante resaltar que este nivel no es seguro, ni es normal, ni es deseable (Salud ambiental, 1999).

Para ello son necesarias las medidas que eviten o reduzcan la presencia de plomo en suelo y por lo tanto reduzcan los riesgos para la salud de los habitantes de la comunidad. Una de las alternativas es la fitorremediación. Sin embargo, los ecosistemas desérticos son frágiles y delicados, la introducción de especies de plantas no adaptadas a este tipo de ambientes con fines de fitorremediación en suelos con metales pesados, puede ser perjudicial para estos ecosistemas, al haber un desplazamiento de la especie introducida por la especie autóctona. Por ello, nuevos métodos de remediación necesitan ser investigados, utilizando plantas nativas del desierto como un método alternativo (Sias et al., 1998).

El uso de plantas como alternativa para la extracción de metales pesados como el plomo (Pb), cadmio (Cd) y arsénico(As), puede ser complementada con medidas de manejo agronómico para hacer más eficiente el proceso (Cunningham y Ow, 1996). El nopal es uno de los recursos naturales más importantes de las zonas áridas y semiáridas de México, por ser una especie de fácil propagación y que puede ser empleada en la fitorremediación de suelos y áreas contaminadas por metales pesados, representando una alternativa económica y ambientalmente viables.

El nopal posee el metabolismo ácido de las crasuláceas, un ejemplo de adaptación al estrés ambiental y se presenta en plantas de sitios con escasa disponibilidad de agua o bióxido de carbono (Andrade et al., 2007). Es una especie vegetal de gran abundancia y adaptabilidad que puede ser de gran utilidad para proporcionar información acerca de la afectación por metales pesados, al ser una planta suculenta, es posible que acumule una cantidad importante de iones metálicos tóxicos, existiendo un gran potencial de fitoextracción en esta planta para remediar suelos contaminados por actividades industriales.

El nopal es utilizado como alimento en humanos y como forraje en ganado, se encuentra presente en todas las regiones de México, en forma cultivada o silvestre, se puede cosechar en cualquier época del año, se adapta a las condiciones del suelo y pendiente del terreno, es una de las plantas con mas adaptabilidad y forma parte de la cultura mexicana.

En el estudio se utilizó el nopal que es una planta para la producción de nopal verdura y tuna, la especie que más se cultiva es *Opuntia megacantha* Salm-Dyck, pues presenta mayor extensión de cultivo debido a su alta predilección en el mercado. En la Comarca Lagunera la evaluación de la producción de nopalito de *Opuntia megacantha* Salm-Dyck y *Opuntia ficus-indica*, que trascendieron por su mayor capacidad de adaptación bajo condiciones de temporal (Flores et al., 2004). Por lo que puede usarse con riego o con agua proveniente de la lluvia mediante obras de captación de agua de escurrimiento.

La planta de nopal tiene una gran cantidad de aplicaciones: alimenticio, forraje, nutricional, medicinal y últimamente ha tomando un amplio valor ambiental, ya que evita la erosión hídrica y eólica, logra la estabilización de suelos, el mejoramiento del hábitat para la fauna silvestre, una especie muy utilizada en actividades de reforestación y recuperación de áreas degradadas, con grandes perspectivas siendo una especie económica, social y ambientalmente viable para la remediación de suelos y áreas contaminadas, con lo que se evita que las partículas de plomo se distribuyan por el ambiente y causen problemas de salud a la población.

Es nula la literatura sobre las cantidades de fertilizante que deben aplicarse a efecto de que el nopal incremente su capacidad de extracción de plomo en suelos contaminados, se han encontrado respuestas positivas a la aplicación de fertilizantes nitrogenados en términos de número de brotes vegetativos para la producción de biomasa (Orona et al., 2004). Otros investigadores han encontrado respuestas positivas a la aplicación de fertilizantes nitrogenados. Esas respuestas se han manifestado en términos de número de brotes vegetativos o cladodios nuevos en *Opuntia engelmannii* (Nobel et al., 1987).

Se hacen necesarios estudios que identifiquen y evalúen especies potenciales en la fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados, como una alternativa para reducir los riesgos para la población humana asentada en las áreas aledañas a las minas, fundidoras, metalúrgicas de la región.

II. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Contribuir con una estrategia de manejo integral, que disminuya los niveles de contaminación por plomo en suelos mediante fitorremediación con el uso de plantas de zonas áridas y semiáridas.

2.2 Objetivos específicos

Evaluar la capacidad de las plantas de nopal *Opuntia megacantha* Salm-Dyck como alternativa de fitoextracción de metales pesados (Pb) en suelos contaminados.

Evaluar el efecto de la fertilización con fosfonitrato en la concentración y acumulación de plomo en plantas nopal *Opuntia megacantha* Salm-Dyck.

III. HIPÓTESIS

La fertilización con fosfonitrato en nopal *Opuntia megacantha* Salm-Dyck no tiene efecto en la capacidad de extracción de plomo (Pb) en suelos contaminados.

IV. REVISIÓN DE LITERATURA

4.1. Contaminación

La Unión Europea define como contaminación, “la introducción directa o indirecta como consecuencia de la actividad humana de sustancias, vibraciones, calor o ruido en el aire, el agua o el suelo que pueden ser nocivos para la salud humana o la calidad del medio ambiente, causar daños a la propiedad material o perjudicar o entorpecer las actividades recreativas y otros usos legítimos de medio ambiente”.

Cuando un ecosistema es rebasado en su capacidad natural por reducir o absorber el impacto del exceso de energía, calor, residuos sólidos o líquidos, explotación de los recursos naturales o transformación del medio para crear una obra, entonces aparece un factor de daño al que se le denomina "contaminación" o deterioro ambiental. Contaminación es un cambio no deseado en las características físicas, químicas o biológicas del entorno natural.

Hay dos tipos de contaminación: 1) De origen humano: Generada por las actividades del hombre, p.e.: desarrollo urbano, desarrollo industrial, tala de bosques, construcción de represas, extracción de agua, generación de basuras, etc. 2) De origen natural: Producida por procesos naturales: erupciones volcánicas, incendios forestales, terremotos, etc.

Si se entiende el desarrollo del país como el proceso de interacción entre la naturaleza y la sociedad, se desprende que el medio ambiente es, al mismo tiempo, resultante del proceso de desarrollo y prerrequisito para que este tenga lugar. Es por ello que las causas de los problemas ambientales se asocian con los diferentes estilos sin aprovechar y usar los recursos.

Desde tiempos remotos, los seres humanos han utilizado recursos líticos (rocas y minerales) para su desarrollo. Actualmente, el desarrollo de nuevas tecnologías de toda índole depende de elementos que se obtienen por actividades minero metalúrgicas o reciclaje de otros materiales, como el hierro (Fe), cobre (Cu), cadmio (Cd), oro (Au), plomo (Pb), plata (Ag) y otros elementos como el silicio (Si) (Gocht *et al.*, 1988 citado por Volkeet *al.*, 2005).

La excavación de minas, la remoción de minerales y el proceso y la extracción de metales puede causar daños ambientales y, en casos extremos, destruir el ecosistema; por ejemplo, se pueden dañar tierras de cultivo, favorecer la erosión y contaminar cuerpos de agua con sales solubles de elementos potencialmente tóxicos (EPT), como arsénico (As), selenio (Se), plomo (Pb), cadmio (Cd) y óxidos de azufre (S), entre otros (Volkeet *al.*, 2005).

Las industrias especializadas en el proceso de metales (siderurgias y metalúrgicas) pueden emitir partículas de dimensiones micrométricas, que son fácilmente transportables por el viento a grandes distancias y causar problemas en la salud de poblaciones (Csuros y Csuros, 2002; Volkeet *al.*, 2005).

En los últimos años, en varios países del mundo, se ha iniciado una nueva cruzada en la investigación y aplicación de nuevas alternativas que coadyuven como herramientas para prevenir ó restaurar los daños ocasionados por acciones antropogénicas ó desastres naturales que dañan de manera severa nuestro ambiente. Una de ellas es la biorremediación, entendida como el uso de organismos vivos (plantas y microorganismos) para contrarrestar los efectos nocivos causados por desastres naturales u ocasionados intencionalmente (Hernández y Martínez, 2006).

4.2. Principales fuentes de contaminación del suelo

Las concentraciones anómalas de metales pesados en los suelos pueden deberse básicamente a dos tipos de factores: causas naturales y causas antropogénicas. Las causas naturales pueden ser entre otras, actividad volcánica, procesos de deformación de suelos, meteoros, erosión de rocas, terremotos, tsunamis, etc. Las causas antropogénicas pueden ser la minería, la combustión de carburantes fósiles, la industria a través de los vertidos, emisiones, residuos (incineración, depósito), como algunos pesticidas y fertilizantes, etc.

En la minería, el enriquecimiento de minerales consiste en su separación de la ganga terrosa que los acompaña. Los procesos para su recuperación se dividen en piro metalurgia (proceso en seco y a través de calor) e hidrometalurgia (proceso húmedo). Los primeros, incluyen operaciones como calcinación, tostación, fusión, volatilización, electrólisis ígnea y metalurgia; mientras los procesos hidrometalúrgicos abarcan operaciones como lixiviación, purificación y/o concentración y flotación/precipitación. La flotación de minerales es el principal proceso para su concentración y busca enriquecer las especies minerales útiles de una mena mediante la eliminación de las especies o materiales sin valor (Salager, 1992 citado por Volkeet *al.*, 2005).

Sin embargo ningún proceso de concentración se logra una recuperación de 100%, los desechos mineros (colas o jales) siempre contienen residuos del mineral, muchas empresas descartan sus desechos en ríos o los depositan en grandes pilas. La composición de estos residuos puede ser muy diversa en su naturaleza química y mineralógica (Sánchez, 1995).

El impacto de la minería sobre el ambiente y la salud se relaciona con la composición del mineral, el tipo de explotación, el proceso de beneficio, la escala de las operaciones y las características del entorno. La composición de los residuos puede variar de acuerdo con las condiciones particulares de cada mina (Gutiérrez, 2003).

El impacto ambiental de los contaminantes metálicos en suelos y sedimentos es estrictamente dependiente de la capacidad de complejamiento de éstos con componentes del medio ambiente y su respuesta a las condiciones fisicoquímicas y biológicas de su entorno. El Pb al ser menos soluble que otros metales se retiene en una mayor cantidad en los suelos, los suelos carbonatados son los que retienen en mayor proporción este elemento (casi 100%), los suelos ácidos retienen poco Plomo.

4.3. Metales pesados

Se definen como “metales pesados” aquellos elementos químicos que presentan una densidad igual o superior a 5 g cm^{-3} cuando están en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalinotérreos). Su presencia en la corteza terrestre es inferior al 0,1% y casi siempre menor del 0,01%. No obstante, en primer lugar, conviene clarificar que el término “metales pesados” es impreciso. En verdad se pretende indicar con este término aquellos metales que, siendo elementos pesados, son “tóxicos” para la célula. Sin embargo en realidad cualquier elemento que a priori es beneficioso para la célula, en concentraciones excesivas puede llegar a ser tóxico. Por tanto se seguirá manteniendo el término “metales pesados” para definir dichos elementos.

Los metales pesados se clasifican en dos grupos:

1. Oligoelementos o micro nutrientes. Necesarios en pequeñas cantidades para los organismos, pero tóxicos una vez pasado cierto umbral. Incluyen As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn.
2. Sin función biológica conocida. Son altamente tóxicos, e incluyen Ba, Cd, Hg, Pb, Sb, Bi.

Ciertos metales funcionan como “venenos” metabólicos, ya que pueden reaccionar e inhibir una serie de sistemas enzimáticos; algunos iones de estos elementos (Hg^{2+} , Cd^{2+} y Ag^+) forman complejos tóxicos inespecíficos en la célula, lo que produce efectos tóxicos para cualquier función biológica. Elementos como el Hg, As, Sn, Tl y Pb, pueden formar iones órgano-metálicos liposolubles capaces de penetrar membranas y acumularse en las células. Aun, elementos sin propiedades tóxicas en baja concentración, como Zn^{2+} o Ni^{2+} y especialmente Cu^{2+} , son tóxicos en concentraciones mayores (Nies, 1999; Csuros y Csuros, 2002).

En relación con lo anterior, cationes tri- o tetra-valentes de otros metales (Sn, Ce, Ga, Zr y Th), debido a su baja solubilidad, no poseen influencia biológica. Del resto de los metales, el Fe, Mo y Mn son elementos traza importantes con baja toxicidad; el Zn, Ni, Cu, V, Co, W y Cr son tóxicos con importancia biológica moderada; y elementos como As, Ag, Sb, Cd, Hg, Pb y U, no tienen importancia biológica significativa como elementos traza y se consideran tóxicos (Nies, 1999).

4.4. Dinámica de los metales pesados en el suelo y plantas

Los metales pesados presentes en los suelos no se comportan como elementos estáticamente inalterables, sino que siguen unas pautas de movilidad generales. La dinámica de los metales pesados en el suelo puede clasificarse resumidamente en cuatro vías:

- Movilización a las aguas superficiales o subterráneas.
- Transferencia a la atmósfera por volatilización.
- Absorción por las plantas e incorporación a las cadenas tróficas.
- Retención de metales pesados en el suelo de distintas maneras: disueltos o fijados, retenidos por adsorción, complejación y precipitación.

El transporte de los metales pesados en los vegetales, mediante los iones inorgánicos y el agua (savia bruta) se transportan desde la raíz hasta las hojas mediante una serie de células tubulares que pertenecen a un tejido leñoso denominado xilema. La fuerza que mueve esta solución no radica en las células del tejido xilemático, sino en la fuerza propia del proceso de ósmosis y en otra fuerza, menos habitual, conocida como fuerza de succión. La ósmosis se produce porque existe una gran diferencia de concentración entre la parte superior de la planta (hojas, inflorescencias) donde es mayor y la parte inferior, es decir existe un potencial hídrico favorable al impulso ascendente. La fuerza de succión se produce cuando en las hojas se pierde agua por transpiración, pues las moléculas perdidas producen una succión de nuevas moléculas cercanas para reemplazar a las anteriores, de tal manera que se produce una fuerza que atrae agua desde las raíces hacia las hojas.

4.5. Toxicidad de los metales pesados

La toxicidad de los metales pesados depende, como ha quedado expuesto previamente, de la concentración, la forma química y la persistencia. Un elemento indispensable para un ser vivo en concentraciones traza puede llegar a ser tóxico en concentraciones elevadas. Por otra parte, la mayoría de metales pesados se combina con otras formas químicas, antes de entrar en los organismos o cuando se encuentra en el interior de los mismos; por tanto, antes de determinar la toxicidad de un elemento es necesario determinar la forma química en la que se encuentra. La persistencia se define como el tiempo que tarda un contaminante en transformarse en una forma no tóxica.

Los metales pesados están considerados como muy peligrosos para los seres vivos en general, pues poseen una gran toxicidad, en parte debido a su elevada tendencia a bioacumularse. La bioacumulación es un aumento de la concentración de un producto químico en un organismo biológico en un cierto plazo, de forma que llega a ser superior a la del producto químico en el ambiente. La toxicidad está causada frecuentemente por la imposibilidad del organismo afectado para mantener los niveles necesarios de excreción. El proceso se afecta durante el paso por las distintas cadenas tróficas, debido a que los niveles de incorporación sufren un fuerte incremento a lo largo de sus sucesivos eslabones, siendo en los superiores donde se hallan los mayores niveles de contaminantes. A este proceso se le denomina biomagnificación; es decir, muchas toxinas que están diluidas en un medio, pueden alcanzar concentraciones dañinas dentro de las células, especialmente a través de la cadena trófica.

Otro aspecto importante a considerar es la presencia simultánea (mezcla) de los metales pesados, ya que sus efectos pueden ser tanto tóxicamente sinérgicos o antagónicos (la toxicidad se reduce al mezclarse), por tanto existe cierta dificultad para predecir los efectos reales de los contaminantes en el medio. Los efectos de un compuesto o de la mezcla de ellos pueden ser inocuos, letales o subletales (no matan al individuo pero producen daños a nivel genético o fisiológico). Con frecuencia, los daños subletales suelen ser más perjudiciales para la población en general, ya que afectan al desarrollo o a la reproducción.

La causa primaria del elevado nivel de toxicidad a nivel químico es que los metales pesados poseen una gran capacidad para unirse con moléculas orgánicas. En efecto, estos efectos tóxicos en sistemas biológicos dependen de reacciones con ligandos que son esenciales para su asimilación, y estos ligandos están, a su vez, presentes en gran abundancia en la célula, ya sea formando parte de moléculas de mayores dimensiones, ya sea como moléculas aisladas. En este sentido, cabe destacar la gran afinidad que muestran los metales pesados, como principales ligandos, por grupos sulfidrilo, radicales amino, fosfato, carboxilo e hidroxilo. El resultado de estas uniones ligando-metal puede ser muy perjudicial para la célula, destacando en este aspecto sobre otros fenómenos:

1. La acción genérica sobre proteínas por inhibición de la actividad o por disrupción en la estructura de las mismas,
2. El desplazamiento de elementos esenciales de su metabolismo estándar, produciendo efectos de deficiencia,
3. La catálisis de reacciones de generación de moléculas ROS (Reactive Oxygen Species) o radicales libres que provocan fenómenos de estrés oxidativo.

4.6. Plomo

Metal pesado (densidad relativa, o gravedad específica, de 11.4 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.

Es uno de los más importantes contaminantes del medio ambiente, porque es insoluble en suelos con pH alcalino y donde dominan arcillas de tipo illítico.

Se ubica en el grupo IVA (metales) en la tabla periódica. El Pb es un metal gris azulado, suave y maleable, usado en varios procesos industriales (Valdés, et al 1999), que se presenta en forma natural y en pequeñas cantidades (0.002%) en la corteza terrestre, de donde es extraído y procesado para usos diversos.

Este elemento, es generalmente obtenido de la galena (PbS), la anglesita (PbSO₄) y la cerusita (PbCO₃). Cuando el plomo es ingerido, inhalado o absorbido por la piel, resulta ser altamente tóxico para los seres vivos en general y para los humanos en particular (Valdés, et al 1999).

La recuperación de metales preciosos de las menas de plomo es a menudo tan importante como la extracción del plomo en sí. El oro y la plata se recuperan por el proceso de Parkes, en el cual al plomo fundido, junto con sus impurezas, se le añade una pequeña cantidad de zinc. Esta aleación fundida aflora a la superficie del plomo en forma de una capa fácilmente separable, extrayendo el zinc del oro o de la plata por destilación. El plomo en bruto suele purificarse removiendo plomo fundido en presencia de aire. Los óxidos de las impurezas metálicas suben a la superficie y se eliminan. El plomo más puro se obtiene refinando electrolíticamente.

El uso más amplio del Pb elemental es para la fabricación de acumuladores; este elemento también es usado para la fabricación de tetra-etilo de plomo (Valdés, et al 1999), pinturas, cerámicas, forros para cables, elementos de construcción, vidrios especiales, pigmentos, soldadura suave y municiones (Lide, 1997 citado por Volkeet *al.*, 2005; Csuros y Csuros, 2002; ATSDR, 2005).

Las principales fuentes de contaminación por Pb incluyen la fundición, el procesamiento y producción secundaria de metales, la manufactura de baterías de plomo y la de pigmentos y químicos; la contaminación atmosférica por el uso del Pb en gasolinas también ha sido de importancia.

Las fuentes de contaminación principalmente de Pb en suelos pueden ser clasificadas en tres amplias categorías: la actividad industrial tal como minas y procesos metalúrgicos, actividades agrícolas tal como la aplicación de insecticida y las actividades urbanas como el uso de pinturas, gasolinas, actividades militares entre otros materiales (Fendorf *et al.*, 2004).

El plomo no es biodegradable y persiste en el suelo, en el aire, en el agua y en los hogares. Nunca desaparece sino que se acumula en los sitios en los que se deposita y puede llegar a envenenar a generaciones de niños y adultos a menos que sea retirado (Valdés, et al 1999).

4.7. Toxico cinética del Plomo

El plomo puede entrar a la planta a través del sistema de la raíz o de las hojas. Además la forma y concentración del metal en el ambiente, varios factores relacionados al suelo (pH, capacidad de intercambio de iones, textura, temperatura, contenido de humedad, contenido de materia orgánica), cultivo (especies, profundidad de la raíz, anatomía), y clima (precipitación, temperatura, etc.) determinan el plomo absorbido por las plantas.

En los humanos el plomo es absorbido por inhalación, por ingestión y a través de la piel. La vía de ingreso, el tamaño de la particular y el tipo de compuesto de plomo (orgánico o inorgánico), determinan la concentración y la posibilidad de difusión del plomo hacia el organismo. Además de esto, la absorción del plomo depende de factores propios del organismo, tales como la edad, el estado fisiológico y la integridad de los tejidos.

El Pb es tóxico para el sistema nervioso y se asocia con la depresión de muchas funciones endocrinas, aunque no hay evidencia de efectos teratogénicos o carcinogénicos. Se sospecha que es tóxico para los sistemas cardiovascular, respiratorio, inmunológico, neurológico, y gastrointestinal además de poder afectar la piel y los riñones.

La exposición al plomo, aún a niveles bajos, afecta a niños y a adultos. En cantidades muy pequeñas, el plomo interfiere con el desarrollo del sistema neurológico, causa crecimiento retardado y problemas digestivos. En casos extremos causa convulsiones, colapsos e incluso la muerte. La exposición a cantidades sumamente pequeñas de plomo puede causar a largo plazo daños medibles e irreversibles en niños aún cuando éstos no muestren síntomas particulares. Se ha encontrado que una concentración de 7 microgramos de plomo por decilitro de sangre ($\mu\text{g dL}^{-1}$) causa daños irreversibles en el sistema neurológico de los infantes (Rosen, 1992, Valdés, et al 1999).

El límite máximo permisible de plomo en la sangre de un niño según la Norma Oficial Mexicana, es de $10 \mu\text{g dL}^{-1}$. Sin embargo, es importante resaltar que este nivel no es seguro ni es normal, ni es deseable (Salud ambiental, 1999).

Muchas investigaciones han sido conducidas sobre la remediación de suelos contaminados con Pb, empleando tratamientos físicos, químicos y biológicos y un progreso significativo ha sido realizado.

La mayor parte del Pb liberado en el ambiente es retenido por el suelo; los principales procesos que dictan su destino en éste incluyen la adsorción, el intercambio iónico, la precipitación y el acomplejamiento con materia orgánica. El tetra-metilo de plomo (compuesto relativamente volátil) puede formarse en sedimentos como resultado de su aniquilación microbiana. Como contaminante ambiental, normalmente se encuentra en forma elemental, como óxidos e hidróxidos y como complejos oxianiónicos metálicos. El Pb tiene valencias +2 y +4, de las cuales el Pb (II) es la forma más común y reactiva. Cuando forma complejos con ligandos orgánicos (ácidos húmicos y fúlvicos) o inorgánicos (Cl^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}), se forman compuestos poco solubles; el carbonato de plomo, formado a pH menor a 6, y PbS son las formas sólidas más estables del plomo (Lide, 1997 citado por Volkeet *al.*, 2005).

4.8. Tecnologías de remediación para suelos contaminados por EPT

El término tecnología de remediación implica el uso de cualquier operación unitaria o conjunto de ellas, que altere la composición de un contaminante peligroso a través de acciones químicas, físicas o biológicas de manera que reduzcan su toxicidad, movilidad o volumen en la matriz o material contaminado. Las tecnologías de remediación representan una alternativa a la disposición en tierra de residuos peligrosos sin tratamiento y sus posibilidades de éxito, bajo las condiciones específicas de un sitio, pueden variar ampliamente (US EPA, 2001).

El término remediación de suelos se entiende como el conjunto de acciones necesarias para recuperar y restablecer sus condiciones, con el propósito de que éste pueda ser destinado a alguna de las actividades previstas en el programa de desarrollo urbano o de ordenamiento ecológico que resulte aplicable para la zona respectiva. En la norma NOM-138-SEMARNAT-2003, el término remediación se utiliza como sinónimo de restauración, reversión, saneamiento, limpieza, rehabilitación y regeneración.

4.8.1. Factores que inciden en los procesos de remediación

Para la aplicación de cualquier tecnología de remediación, es fundamental conocer características, del suelo (ambientales), como del contaminante y de los organismos vivos (plantas, hongos, bacterias, etc.) presentes en el sitio, con potencial metabólico para degradar los contaminantes. De esta manera, los procesos de remediación dependen de estos tres factores que deben encontrarse en equilibrio (Ilustración 1).

La obtención de esta información requiere del muestreo y determinación de las características físicas y químicas que se describen a continuación (Alexander, 1994, Beaudette et al., 2002 citados por Volkeet *al.*, 2005).

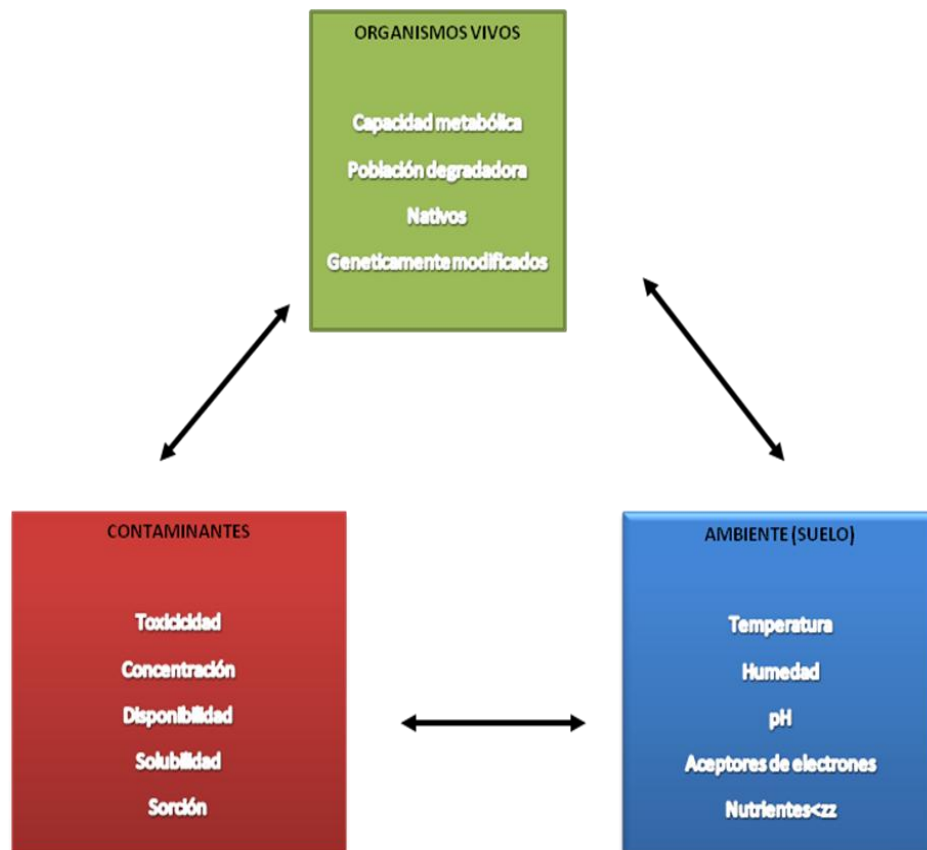


Ilustración 1. Factores que inciden en los procesos de remediación de un suelo contaminado

4.8.1.1. Factores ambientales

Dentro de los factores más importantes para la remediación de un suelo se encuentran las condiciones ambientales y las características fisicoquímicas del suelo (Volkeet *al.*, 2005), tales como:

1. **Temperatura.** Puede afectar propiedades del contaminante así como la velocidad de un proceso de biorremediación, ya que la velocidad de las reacciones enzimáticas depende de ésta.
2. **Humedad.** Una alta humedad en el suelo puede provocar problemas durante la excavación y el transporte así como aumentos en los costos durante el uso de métodos térmicos. La humedad también puede afectar los procesos de biorremediación debido a que, en general, aunque todos los microorganismos

necesitan agua para subsistir, debe existir un balance, ya que si el contenido de agua es muy bajo, la actividad microbiana se detiene, y si es muy alto, disminuye el intercambio gaseoso a través del suelo.

3. Tipo de suelo. La capacidad de retención de agua de un suelo varía en función de las fracciones orgánicas y minerales. En general, los materiales no consolidados (arenas y gravas finas) son más fáciles de tratar. Asimismo, a mayor tamaño de partícula en la fracción mineral, la permeabilidad y la aireación son mayores. La capacidad de retención de agua en un suelo aumenta proporcionalmente al contenido de materia orgánica. Un suelo con alto contenido húmico disminuye la movilidad de compuestos orgánicos y con ello la eficiencia de ciertas tecnologías, como el lavado de suelos.
4. El pH afecta la solubilidad y disponibilidad de macro y micro nutrientes, la movilidad de metales y la reactividad de minerales. Generalmente, los metales son móviles a pH bajo, en forma de especies iónicas libres o como órgano-metales solubles; al pH alcalino forman carbonatos o fosfatos minerales insolubles. La actividad y crecimiento microbianos son fuertemente afectados por el pH. La mayoría de las bacterias tienen un rango óptimo de 6.5 a 8.5; si el suelo es ácido se favorece el crecimiento de hongos.
5. Aceptores de electrones. Su presencia es importante para la aplicación de tecnologías de biorremediación. La mayoría de estos son compuestos inorgánicos oxidados, como O_2 , NO_2^{2-} , Mn_4^+ , Fe_3^+ , SO_4^{2-} y CO_2 .
6. Potencial redox. Mide la oxidación relativa de una solución acuosa y normalmente se encuentra controlado por el contenido de humedad del suelo. En ambientes anaerobios reducidos, los metales precipitan debido a la presencia de iones ferrosos y carbonatos; en cambio, bajo condiciones oxidantes, los metales se hacen más solubles.

7. Permeabilidad. Se refiere a la facilidad o dificultad con la que un líquido puede fluir a través de un medio permeable. La permeabilidad de un suelo es uno de los factores que controla la efectividad de tecnologías in situ. En general, una baja permeabilidad en el suelo disminuye la efectividad de la mayoría de las tecnologías de remediación.

4.8.1.2. Características de los contaminantes

La naturaleza y características del contaminante es otra variable de suma importancia para el éxito o fracaso de un proceso de remediación. Dentro de las más importantes se encuentran: toxicidad, concentración, disponibilidad, solubilidad y sorción del contaminante a las superficies sólidas:

I. Toxicidad. El factor clave para decidir la remediación de un sitio es la toxicidad para los seres vivos. La descarga de químicos tóxicos a un suelo implica, entre muchos otros problemas, que son generalmente resistentes a la biodegradación. La biorremediación se inhibe si un químico es tóxico para organismos degradadores.

II. Concentración. La concentración de un compuesto en un suelo es un factor de gran importancia para definir el uso de una tecnología de remediación en particular. En general, altas concentraciones inhiben la actividad microbiana; sin embargo, la concentración inhibitoria depende de la estructura del contaminante. Algunos químicos pueden ser inhibitorios en baja concentración ($\mu\text{g g}^{-1}$ de suelo seco), mientras que otros pueden serlo en cantidades mayores.

III. Solubilidad. Es la cantidad de un elemento o compuesto que puede disolverse en agua. Los químicos difieren significativamente entre sí en cuanto a su solubilidad en agua. En general, ésta disminuye al aumentar el tamaño de la molécula y los compuestos polares son más solubles que los no polares. Mientras mayor es la solubilidad de un compuesto, mayor es su biodisponibilidad.

IV. Sorción. La sorción de un químico a la matriz sólida del suelo afecta su solubilidad y su biodisponibilidad. La sorción incluye la adsorción (retención superficial) y la absorción (captación hacia el interior de la matriz). Los cationes generalmente son sorbidos en sitios de intercambio catiónico en minerales arcillosos o superficies húmicas, mientras que los compuestos aniónicos y no iónicos quedan sorbidos en la materia orgánica. La sorción de un contaminante a las partículas del suelo puede no sólo provocar la falta de biodisponibilidad, sino que también dificultar su extracción química.

V. Volatilidad. Es la tendencia de un compuesto o un elemento para moverse de una fase líquida o sólida a una gaseosa. Entre los metales, el Hg y Se tienen formas volátiles.

VI. Polaridad y carga iónica. Los compuestos no polares tienden a ser hidrofóbicos y se concentran en la materia orgánica del suelo. Los compuestos no polares generalmente tienen menor movilidad en el suelo que los polares. La carga iónica determina la capacidad de un compuesto para su adsorción en un sólido.

4.9. Biorremediación

La biorremediación es una alternativa biológica para el tratamiento de suelos contaminados, e involucra el uso de microorganismos para remover contaminantes orgánicos presentes en el suelo, CO_2 o diversos metabolitos como productos intermediarios.

El concepto de biorremediación se utiliza para describir una variedad de sistemas que utilizan organismos vivos (plantas, hongos, bacterias, entre otros), para remover (extraer), degradar (biodegradar) o transformar (biotransformar) compuestos orgánicos tóxicos en productos metabólicos menos tóxicos o inocuos.

Los procesos biológicos que involucran enzimas como catalizadores pueden modificar moléculas orgánicas produciendo cambios en su estructura así como en sus propiedades toxicológicas, incluso dar como resultado la completa conversión de dichos compuestos en productos inorgánicos como agua, CO_2 o formas inorgánicas de N, P y S, además de componentes celulares y productos de las rutas metabólicas (mineralización) (Alexander, 1994)

La biorremediación puede emplear organismos propios del sitio (autóctonos) o ajenos a éste (exógenos), y llevarse a cabo en condiciones aerobias (en presencia de oxígeno) o anaerobias (sin oxígeno). Al igual que otras tecnologías de remediación, la biorremediación puede realizarse en el mismo sitio sin necesidad de excavar el material contaminado (in situ), o bien excavándolo para tratarlo en el sitio o fuera de él (ex situ). Aunque no todos los compuestos orgánicos son susceptibles a la biodegradación, los procesos de biorremediación se han usado con éxito para tratar suelos, lodos y sedimentos contaminados por hidrocarburos totales del petróleo (HTP), solventes, explosivos, cloro fenoles, pesticidas e hidrocarburos aromáticos poli cíclicos (HAP) (Velasco y Volke, 2003)

4.9.1. Clasificación de tecnologías de remediación

Las tecnologías de remediación pueden dividirse en dos categorías: tradicionales e innovadoras. En caso de la remediación de un sitio minero contaminado generalmente se requiere de ajustes de pH, condiciones oxidantes o reductoras (redox) y/o de la estabilización de los residuos (US EPA, 2001).

4.9.1.1. Tecnologías tradicionales

La idea de estos métodos es limitar la disponibilidad y movilidad de los metales contenidos en los residuos sólidos de zonas mineras. Sin embargo, muchos de estos métodos no reducen la toxicidad o el volumen de los metales presentes. Entre las tecnologías de remediación tradicionales usadas con más frecuencia para la limpieza de sitios contaminados con metales, se encuentran: vitrificación in situ, excavación y disposición, lavado e inundación de suelos, solidificación/estabilización (S/E), uso de cubiertas sobre pilas de residuos (jales) y tecnologías de bombeo y tratamiento para el caso de aguas y lodos (Volke et al., 2005).

4.9.1.2. Tecnologías innovadoras

Son tecnologías de tratamiento alternativas, cuyo número reducido de aplicaciones limita la información acerca de datos relativos a costos y desempeño. En general, una tecnología es considerada innovadora cuando sus aplicaciones a gran escala son limitadas.

La aplicación de este tipo de tecnologías nació como resultado de la observación que los humedales removían, de manera natural, metales contenidos en aguas. Este tipo de tecnologías innovadoras en los Estados Unidos representan cerca del 20% de todas las tecnologías usadas para la remediación de suelos, siendo la más frecuentemente aplicada la biorremediación (11% del total), seguida por la inundación de suelos (2%) y el tratamiento químico (2%). La fitorremediación es una tecnología innovadora, con relativamente pocas pero crecientes aplicaciones (Volkeet *al.*, 2005).

4.9.1.3. Alteración de propiedades del contaminante

A diferencia de los contaminantes orgánicos, los metales no pueden descomponerse por vía biológica, física ni química, de manera que la remediación de sitios contaminados con metales o metaloides se limita a la alteración de su solubilidad, movilidad y/o toxicidad, básicamente a través de cambios en su estado de valencia, favoreciendo su inmovilización (quelación) y/o movilización (disolución) (Stephen y Macnaughton, 1999; Bosecker, 2001 citados por Volkeet *al.*, 2005). De esta manera, es posible favorecer la remoción o concentración de los metales para su posterior extracción (Lovley y Coates, 1997; GDA, 2000; Barkay y Schaefer, 2001 citados por Volkeet *al.*, 2005).

4.9.1.4. Inmovilización o separación

Por medio de estos procesos es posible concentrar EPT en suelos contaminados a través de su inmovilización, previniendo su dispersión, y puede emplearse para la remoción de EPT de superficies y cuerpos de agua (Lovley y Coates, 1997 citado por Volkeet *al.*, 2005).

El producto final concentrado puede disponerse de manera controlada o reciclarse para la recuperación de metales; dependiendo de la matriz en la que el metal se encuentre, se necesitan uno o más pasos para su tratamiento (Beaudette et al., 2002; Dielset *al.*, 2002 citados por Volkeet *al.*, 2005). Este tipo de tecnologías incluye la contención de contaminantes con el uso de cubiertas, métodos de S/E (micro encapsulación, vitrificación, etc.) y fitorremediación.

4.9.1.5. Movilización o disolución

Los EPT presentes en suelos, sedimentos o residuos sólidos pueden removerse de la matriz sólida a través de su disolución en una fase acuosa, para su posterior concentración, con el uso de estrategias de bombeo-tratamiento (Beaudette et al., 2002; Dielset *al.*, 2002 citados por Volkeet *al.*, 2005). Entre las tecnologías que pueden clasificarse dentro de estos procesos, se encuentran: lavado e inundación de suelos, extracción química y biolixiviación.

4.9.1.6. Biosorción (inmovilización microbiana de metales)

La biosorción es la separación pasiva de metales y metaloides por interacciones con material biológico vivo o muerto y el acercamiento más práctico y ampliamente usado para la biorremediación de metales (Barkay y Schaefer, 2001 citado por Volkeet *al.*, 2005). La biosorción es la remoción de Pb a partir de soluciones muy diluidas, con el uso de biomasa seca de algunas especies de algas cafés como *Ascophyllum sargassum*, que pueden acumular más de 30% (peso seco) del metal en la biomasa. También se ha reportado que el micelio de hongos de uso industrial, como *Rhizopus* y *Absidia*, son excelentes biosorbentes para Pb, Cd, Cu y Zn, también tienen la capacidad para atrapar otros metales pesados hasta en un 25% del peso seco de la biomasa (Volesky y Holan, 1995 citado por Volkeet *al.*, 2005).

El uso de bacterias asociadas a leguminosas, por fijación de nitrógeno han demostrado que pueden sustituir de manera parcial, una buena cantidad de los fertilizantes que son causa de la contaminación de los mantos freáticos, por filtración en los suelos donde son utilizados, por arrastre de lluvias y otros factores ambientales hacia cauces de ríos (Gilbertson, 1981; Cabrera, 1982 citados por Hernández y Martínez, 2006).

La estimulación del crecimiento de microorganismos nativos con capacidad para la biosorción de metales es una estrategia útil para inmovilizar metales en suelos y evitar la contaminación de cuerpos de agua (Lovley y Coates, 1997; Barkay y Schaefer, 2001 citados por Volkeet *al.*, 2005), como la biorremediación bacteriana mediante el uso de cepas nativas, mediante el mecanismo de la bioaugmentación o cepas modificadas genéticamente. La presencia de fertilizantes, pesticidas y herbicidas en campos agrícolas, derrames de hidrocarburos durante su extracción, transporte ó utilización.

La capacidad mostrada por aislados bacterianos acumulando, degradando ó transformando diversos contaminantes a otros de menor nocividad y por menor impacto al ambiente (Hernández y Martínez, 2006).

La formación, por vía biológica, de piromorfita ($\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$), un mineral estable de plomo, se ha sugerido como una técnica de remediación para suelos contaminados con plomo debido a que disminuye la biodisponibilidad de dicho metal (Gadd, 2000 citado por Volkeet *al.*, 2005).

4.9.2. Fitorremediación

Es una tecnología emergente en la que se usan diversas plantas para extraer, contener, degradar o inmovilizar contaminantes del suelo y agua EPA, 2000. La remediación de sitios contaminados con metales tóxicos es particularmente cambiante, debido a que los metales no pueden ser degradados y usualmente requiere que sean removidos, sin embargo; al aplicar procesos de remoción de metales con fuertes agentes fisicoquímicos los cuales pueden dramáticamente inhibir la fertilidad del suelo y consecuentemente tener impactos negativos sobre el ecosistema (Lasat, 2002).

El término fitorremediación se refiere a una tecnología innovadora que utiliza plantas vivas y los microorganismos asociados a su rizósfera para la remediación in situ y ex situ de suelos, lodos, sedimentos y aguas contaminadas a través de la remoción, degradación o estabilización de los contaminantes, y según al tipo de tratamiento son de naturaleza fisicoquímica o biológica (Vargas *et al.*, 2002). La principal motivación para el desarrollo de este tipo de tecnología es el gran potencial para la remediación de sitios contaminados a

bajos costos (Volkeet *al.*, 2005). La fitorremediación se refiere al uso de plantas, comprendiendo ésta a la flora arbórea, arbustiva, herbácea y algas (Kuritz, 1995; Kirk, 1996 citados por Hernández y Martínez, 2006) que tienen capacidad para almacenar y eliminar, mediante sus procesos metabólicos, sustancias tóxicas, principalmente metales pesados.

Conocida también como fitorrecuperación de suelos, se basa en el uso de cultivos con enmiendas al suelo y otras técnicas agronómicas para eliminar, retener, o disminuir la toxicidad de los contaminantes del suelo (Chaney *et al.*, 1997). Estas tecnologías reúnen gran número de ventajas, sobre todo limpieza y economía; aunque dan resultado sólo a mediano y largo plazo ya que requieren varios ciclos de cultivo. Una de estas tecnologías es la fitoextracción, que se basa en la absorción de los contaminantes del suelo por las plantas (Salt *et al.*, 1998), hay dos estrategias básicas dentro de ella:

a) Fitoextracción continua perdura a largo plazo y se lleva a cabo por plantas hiperacumuladoras capaces de acumular en parte aérea concentraciones muy altas de metals.

b) Fitoextracción inducida se debe a la adición al suelo de un complejante que incremente la solubilidad del contaminante en cuestión (EDTA, DTPA), elevando drásticamente su concentración en la disolución del suelo y por tanto su biodisponibilidad, lo que favorece la toma del metal por la raíz.

Ello permite emplear especies vegetales acumuladoras, aunque no hiperacumuladoras, con alta biomasa (Huang *et al.*, 1997). Más recientemente la atención incremento hacia la fitorremediación o tecnología basada en plantas para remediar sitios contaminados con metales (Raskin *et al.*, 1994; Chaney *et al.*, 1997). En el proceso de la fitorremediación varios cultivos secuenciales son seleccionados de una variedad de especies, pueden ser cultivados para reducir la concentración de metales pesados en suelos contaminados a niveles ambientalmente aceptables (Raskin *et al.*, 1994).

Los metales pesados pueden ser traslocados a la parte aérea de la planta. El material vegetal rico en metales puede ser cosechado y removido desde sitios sin una excavación extensiva, sin costo por depósitos y sin pérdida de la cobertura del suelo asociada con las técnicas de remediación tradicionales.

La fitorremediación ha sido propuesta de bajo costo y como una tecnología alternativa amigable con el ambiente. Muchas investigaciones indican que las plantas tienen un potencial genético a remover muchos metales tóxicos del suelo (Meagher, 2000, Lasat, 2002). De hecho, con fitorremediación, se mantienen las propiedades biológicas y la estructura física de suelo y su fertilidad y la diversidad biológica puede ser mejorada (Cunningham *et al.*, 1995).

Las plantas tienen una propiedad natural de tomar metales, al menos como nutrientes como Cu, Co, Fe, Mo, Mn, Ni y Zn que son nutrientes minerales esenciales, sin embargo; otros como Cd y Pb tienen una actividad fisiológica no conocida (Lasat, 2002). Se han identificado plantas hiperacumuladoras, con capacidad de acumular extraordinariamente altos niveles de metales. Byers (1935) citado por Lasat (2002), identificó *Astragalus spp.* como acumuladora de Selenio (Se).

La fitoextracción depende de varios factores incluyendo la extensión del suelo contaminado, disponibilidad del metal para que sean tomados por las raíces y la habilidad de la planta para el intercepto, absorción y acumulación de metales en los tejidos (Ernst, 1996; Lasat, 2002). El potencial de la fitoextracción depende de la interacción entre el suelo, metal y la planta, controlada la interacción por la condición climática (Lasat, 2002). El proceso de fitorremediación es dependiente de una adecuada planta que contenga buenos rendimientos y altas concentraciones de metal en sus brotes. Para ello las plantas hiperacumuladoras poseen la habilidad de tomar altas cantidades de metales pesados en sus brotes (Chaney *et al.*, 1997).

Las plantas hiperacumuladoras a menudo acumulan sólo un elemento específico y son de crecimiento por lo general lento con baja producción de biomasa (Cunningham *et al.*, 1995). Esto obliga a un manejo agronómico adecuado para su empleo práctico, ya que la extracción total metálica es el producto de biomasa de planta y la concentración de metales en los tejidos.

Sin embargo la mayoría de las especies hiperacumuladoras no son utilizadas en el campo de la fitorremediación debido por su pequeña biomasa y su poco crecimiento, por lo que ha sugerido que se utilicen especies como maíz (*Zea mays*) chícharo (*Pisum sativum* L.), avena (*Avena sativa*), canola (*Brassica napus* L.), cebada (*Hordeum vulgare* L.), mostacilla (*Brassica juncea* L.) que pueden tomar más metales por su alta biomasa (Huang y Cunningham, 1996; Huang *et al.*, 1997).

A pesar del gran potencial de la fitorremediación y los muchos estudios realizados para establecer una adecuada metodología, el empleo de plantas para la descontaminación de suelo está todavía en la fase de desarrollo. Todavía una necesidad urgente de la investigación que apunte fundamentalmente al conocimiento de mecanismos implicados en el suelo y el compartimiento de los metales en las plantas y proyectos de demostración para optimizar los procesos de fitorremediación y convencer tomadores de decisión y el gran público sobre las ventajas de la técnica. El problema principal de esta tecnología se relaciona con la baja biomasa y la baja penetración de las raíces de las plantas hiperacumuladoras a las profundidades del suelo (Khan *et al.*, 2000).

Aunque la concentración de Pb total en muchos suelos puede ser alta, la fracción disponible de Pb (soluble en agua e intercambiable) es usualmente muy baja debido a la fuerte asociación de Pb con la materia orgánica, óxidos de Fe y Mn, arcillas y precipitados como carbonatos, hidróxidos y fosfatos. La fitorremediación aplicada a suelos contaminados con elementos o compuestos inorgánicos, incluye, básicamente, tres mecanismos: la fitoextracción o fitoacumulación, la fitoestabilización y la fitovolatilización (Ilustración 2) (Chaney *et al.*, 1997; ITRC, 1999; Singh *et al.*, 2003; Prasad y Freitas, 2003 citados por Volkeet *et al.*, 2005).

Los procesos involucrados descontaminan el suelo a través de la fitovolatilización o de la fitoextracción, o estabilizan el contaminante a través de la fitoestabilización.

4.9.2.1. Fitoextracción o fitoacumulación

Se refiere a la concentración y traslocación, a través de las raíces, de contaminantes metálicos presentes en el suelo hacia diferentes partes cosechables de la planta, dando como resultado la limpieza permanente del sitio. Algunas plantas llamadas hiperacumuladoras tienen la capacidad para acumular concentraciones de metales 10 a 500 veces mayores que otras especies, alcanzando de 1 a 5% del peso seco de la planta (Volke *et al.*, 2005).

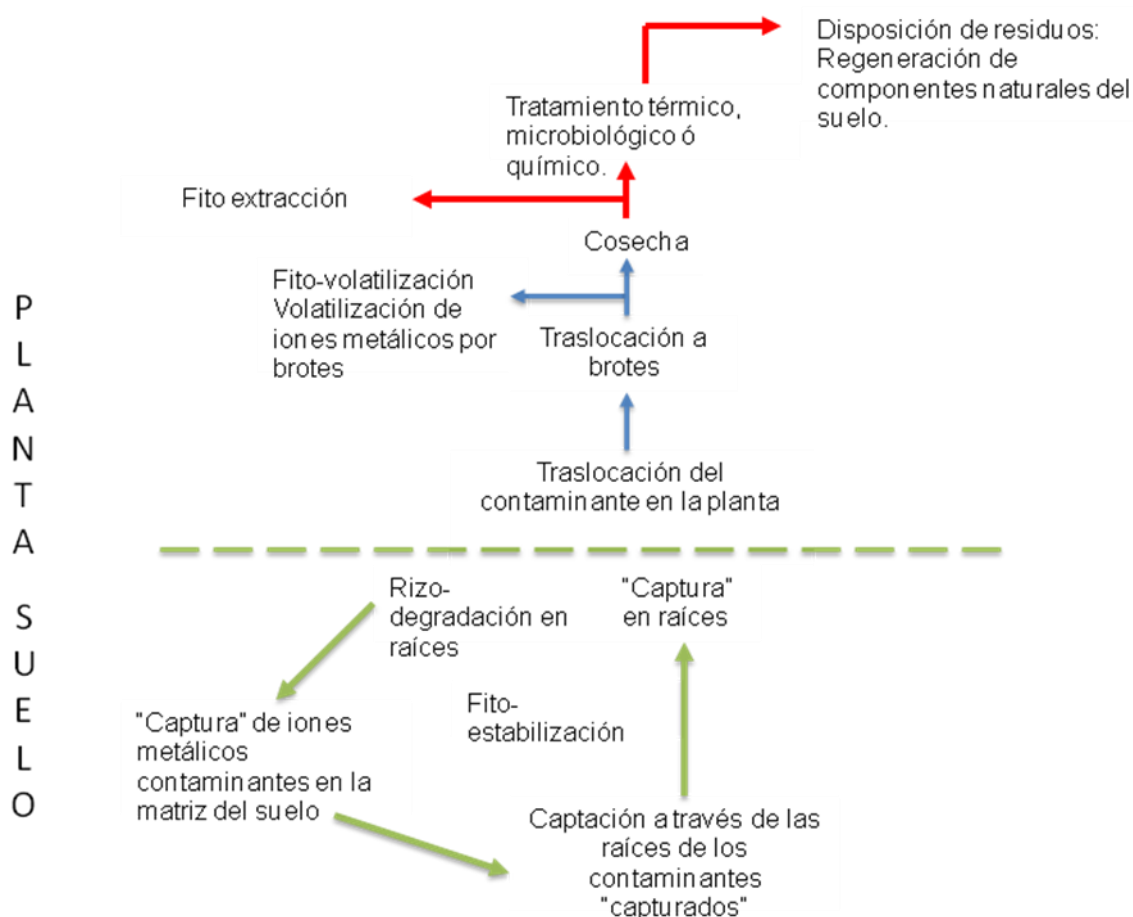


Ilustración 2. Descontaminación de iones metálicos en un proceso natural de fitorremediación. Fuente: Singh *et al.*, 2003 tomado de Volke *et al.*, 2005.

4.9.2.2. Fitoestabilización

El uso de ciertas especies de plantas para inmovilizar contaminantes presentes en suelos a través de su absorción y acumulación en las raíces, adsorción en las raíces o precipitación por la presencia de exudados. Estos mecanismos conducen a la estabilización física de los suelos a través de una reducción en la movilidad, toxicidad y/o biodisponibilidad de los contaminantes.

Las plantas usadas con este fin deben ser especies no comestibles o especies en las que la traslocación de metales a los tejidos que crecen arriba del suelo (que puedan consumirse por animales o humanos) sea mínima (Volkeet *al.*, 2005).

4.9.2.3. Fitovolatilización

Implica la captación de contaminantes volátiles (Hg y Se) por plantas y su posterior volatilización o liberación (en su forma original o modificada) a la atmósfera. Este mecanismo puede tener ventajas sobre la fitoextracción debido a que no es necesaria la cosecha ni la disposición de biomasa; sin embargo, es una tecnología de gran controversia por las implicaciones ambientales de la liberación de metales a la atmósfera.

Aunque es una tecnología con potencial para la remediación de suelos contaminados con Hg y Se, es indispensable considerar el empleo de sistemas para la captura de emisiones (Volkeet *al.*, 2005).

4.9.3. Fitoextracción de metales

La fitoextracción se basa en la absorción de los contaminantes del suelo por las plantas (Salt *et al.*, 1998). En la fitoextracción de contaminantes metálicos de suelos, el contaminante debe encontrarse biodisponible para que la absorción por la raíz pueda ocurrir. La traslocación (movimiento) del contaminante desde la raíz a los brotes de la planta, hace que el tejido pueda cultivarse fácilmente y disminuye la exposición de los trabajadores (Ilustración 3). En la práctica, las plantas acumuladoras de metales se siembran o trasplantan al sitio contaminado y se cultivan con prácticas agrícolas comunes (Volkeet *al.*, 2005).

Para mejorar el proceso de fitoextracción, la biodisponibilidad del contaminante hacia las raíces puede facilitarse a través de la adición de agentes acidificantes, de fertilizantes o quelantes (Prasad y Freitas 2003 citado por Volkeet *al.*, 2005).

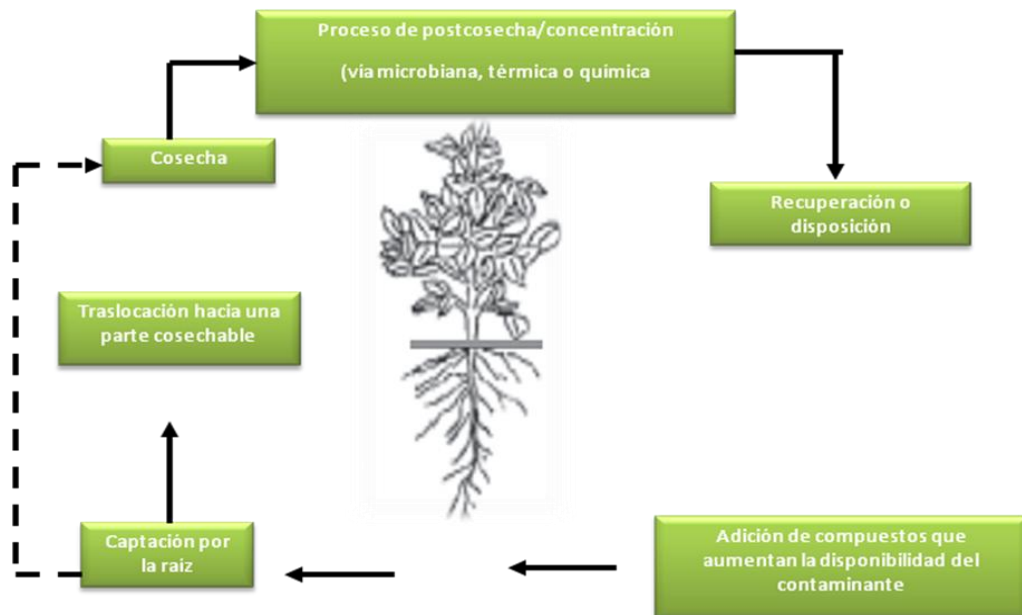


Ilustración 3.Proceso general de fitoextracción. Fuente: Cunningham y Ow 1996 tomado de Volke et al., 2005.

Con excepción del Hg, los metales son absorbidos dentro de las raíces en fase acuosa. Algunos metales como Zn y Cd, ocurre primeramente en forma rápidamente disponible soluble o intercambiable. Otros como el Pb ocurre como precipitado insoluble (fosfatos, carbonatos y hidróxidos) los cuales son lentamente indisponibles para que los tomen las plantas (Lasat, 2002). El óxido de manganeso (MnO) también absorbe elementos traza incluyendo Pb, Zn, Cu y Ni vía adsorción superficial específica.

4.9.4. Fitoextracción continua de largo plazo

Dentro de la fitoextracción se han empleado estrategias básicas: a) fitoextracción continua perdurable a largo plazo y se lleva a cabo por plantas hiperacumuladoras capaces de acumular en la parte aérea concentraciones muy altas de metales; b) fitoextracción inducida se debe a la adición al suelo de un complejante que incrementa la solubilidad del contaminante en cuestión, elevando drásticamente su concentración en la disolución del suelo y por tanto su biodisponibilidad, lo que favorece la toma del metal por la raíz.

Ello permite emplear especies vegetales acumuladoras, aunque no hiperacumuladoras, con alta biomasa (Huang *et al.*, 1997). Más recientemente la atención incrementó hacia la fitorremediación o tecnología basada en plantas para remediar sitios contaminados con metales (Raskin *et al.*, 1994; Chaney *et al.*, 1997). En el proceso de la fitorremediación varios cultivos secuenciales son seleccionados de una variedad de especies, pueden ser cultivados para reducir la concentración de metales pesados en suelos contaminados a niveles ambientalmente aceptables (Raskin *et al.*, 1994).

La fitoextracción continua perdurable a largo plazo, se basa en procesos fisiológicos especializados que permiten la acumulación de metales durante todo el ciclo de crecimiento. Las plantas con esta capacidad pueden acumular, de forma natural, metales (> 1%) como Zn, Ni, Se o Mn (Volkeet *al.*, 2005).

La velocidad de remoción de un contaminante depende de la biomasa reunida durante la cosecha, del número de cosechas por año y de la concentración del metal en la biomasa cosechada. El éxito de la fitoextracción depende principalmente de:

- a) La capacidad de la especie para acumular grandes cantidades del contaminante (1-3% en biomasa en peso seco) en sus tejidos cultivables.
- b) La capacidad para producir grandes cantidades de biomasa en corto tiempo (Cunningham y Ow, 1996; Prasad y Freitas, 2003 citados por Volkeet *al.*, 2005).

4.9.5. Factores y consideraciones que inciden en la fitorremediación

Uno de los principales factores que rigen la disponibilidad de iones metálicos para las plantas, es su solubilidad. La limitada biodisponibilidad de ciertos iones metálicos, debido a su baja solubilidad en agua y a su sorción a las partículas del suelo, restringe su captación/acumulación por las plantas. La solubilidad de los iones metálicos depende de varias propiedades físico-químicas del suelo, así como de su mineralogía, concentración y especie (Chaney et al., 1997; Singh *et al.*, 2003 citados por Volkeet *al.*, 2005).

Algunas consideraciones generales para el diseño de un plan de fitorremediación son (ITRC, 1999 citados por Volke *et al.*, 2005):

- a) Selección de plantas.
- b) Concentración de los contaminantes.
- c) Estudios de tratabilidad.
- d) Velocidad de captación de contaminantes y tiempo requerido.
- e) Disponibilidad de agua, consumibles agronómicos y de mantenimiento.

4.9.6. Plantas con potencial de fitoextracción de metales pesados

Los pastos son el género más adecuado para la fitorremediación de formas orgánicas e inorgánicas de metales, por su hábitat de crecimiento y adaptabilidad a una variedad de condiciones edáficas y climáticas (Singh *et al.*, 2003 citado por Volke *et al.*, 2005). Se ha reportado una gran biodiversidad de especies con potencial, probado en campo y en laboratorio, para la fitorremediación. A la fecha, se han identificado 163 taxones de plantas, pertenecientes a 45 familias, tolerantes a los metales y capaces de crecer en concentraciones elevadas (Prasad y Freitas, 2003 citado por Volke *et al.*, 2005, Baker *et al.*, 2000 citado por Lasat, 2002).

En los estudios realizados en invernadero, encontraron que el Pb y Cd inhiben el metabolismo de las plantas de Soya (*Glycine max* L), teniendo una reducción en el desarrollo de las raíces y la producción de biomasa, ya que los procesos afectados tienen interdependencia con la fotosíntesis y la fijación de nitrógeno. Mediante el experimento se indica que los metales pesados pueden afectar el crecimiento y el rendimiento en las áreas agrícolas que se encuentran cercanas a autopistas, ciudades e industrias.

Vázquez-Alarcón *et al.*, 2001, investigaron la dinámica de Cd, Ni y Pb, para diagnosticar el proceso de acumulación y variabilidad en las concentraciones de cada uno de los metales en agua y suelo, en las especies maíz (*Zea mays* L), trigo (*Triticum aestivum*) y alfalfa (*Medicago sativa*), especies de gran importancia económica, realizado en el Valle del Mezquital, Hidalgo, encontrando que el primer metal se acumula anualmente en el suelo de 384 a 640 g ha⁻¹, considerada como una tasa alta, se observó que el Cd y Ni, se acumulan en el grano de trigo, lo que indica un riesgo potencial para la salud de los organismos consumidores, mientras que el Pb, permanece en el follaje de trigo.

Usando semillas de Frijol (*Phaseolus vulgaris* L), para determinar el efecto de algunos metales pesados en el contenido de clorofila, polina, retinol, α -tocofenol y ácido ascórbico, tiene fuertes efectos importantes, el contenido de ellos disminuye a medida que se incrementan las cantidades de los metales pesados, principalmente el Hg, seguido de Cd, Cu y Pb.

Rodríguez-Ortiz *et al.*, (2006) evaluó las siguientes especies: *Cenchrus filiares*, *Helianthus annus*, *Ricinos communis*, *Nicotiana tabacum*, *Sorghum sudanense* y *Brassica campestris* para determinar su capacidad de acumulación de plomo de cada una de las especies, no logrando identificar ninguna de las seis especies como “hiperacumuladoras de plomo”.

Las hiperacumuladoras pueden concentrar más de 10 mg kg⁻¹ de mercurio (Hg), 100 mg kg⁻¹ de cadmio (Cd), 1000 mg kg⁻¹ de cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu) y plomo (Pb); 10,000 mg kg⁻¹ de zinc (Zn) y níquel (Ni), sin embargo muchas de estas especies acumulan Ni, cerca de 30 familias acumulan Co, Cu y Zn, pocas acumulan Mn y Cd y no hay hiperacumuladoras de Pb (Lasat, 2002). Se han reportado especies de musgos (Briofitas) y helechos (Pteridofitas) con capacidad de crecer en sustratos ricos en metales.

Entre las Angiospermas, se han identificado cerca de 400 hiperacumuladoras; entre las familias dominantes se encuentran: *Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Cyperaceae*, *Cunouniaceae*, *Fabaceae*, *Flacourtiaceae*, *Lamiaceae*, *Poaceae*, *Violaceae* y *Europhobiaceae*. De estas familias, *Brassicaceae* tiene el mayor número de taxones (11 géneros y 87 especies) con capacidad para hiperacumular metales (Prasad y Freitas, 2003). Entre las plantas comúnmente usadas para la fitoextracción de Pb se encuentran los girasoles (*Helianthus annuus*) y la mostaza de la India (*Brassica juncea*); para Zn, Cd y Ni, *Thlaspi spp.* Asimismo, se conocen cerca de 300 especies que hiperacumulan Ni, 26 Co, 24 Cu, 19 Se, 16 Zn, 11 Mn, una Ti y una Cd (ITRC 1999 citado por Volkeet *al.*, 2005).

La fitoextracción debe considerarse como una tecnología de largo plazo, que puede requerir de varios ciclos de cultivo para reducir la concentración de los contaminantes a niveles aceptables. El tiempo requerido depende de la concentración y tipo de contaminante(s), de la duración del periodo de crecimiento y de la eficiencia de remoción de la especie utilizada y puede tomar entre uno y 20 años (Prasad y Freitas, 2003 citado por Volkeet *al.*, 2005). Se estima que la fitorremediación de un suelo contaminado con Pb (50 cm de profundidad) puede costar alrededor de 5 USDm⁻³. Sin embargo la transferencia de metales desde el suelo a la planta depende de tres factores la cantidad de elementos potencialmente disponibles, la actividad de radios iónicos de los elementos en solución del suelo y las tasas de transferencia del elemento desde la fase sólida a líquida a las raíces de la planta (reacción cinética).

En plantas hiperacumuladoras de metales pesados como *Brassica juncea*, el aumento en la concentración externa del metal pesado puede provocar una disminución en la tasa de transpiración y reducción del crecimiento de la hoja sin afectar la tasa de fotosíntesis.

El exceso de cobre en el medio de cultivo no provocó un estrés oxidativo severo, la caída de defensas antioxidantes o pérdida de foto protección en frijol (*Phaseolus vulgaris*), por lo que estos pueden ser eliminados como causas de la foto inhibición provocada por cobre en hojas intactas. Sin embargo, el tratamiento con Cu disminuyó la concentración de clorofila en las hojas y redujo la red membranosa de tilacoides. La pérdida de clorofila y sensibilidad a la foto inhibición pudo ser revertida mediante la adición de Fe junto con el exceso de cobre al medio de cultivo. La adición de Fe disminuyó la concentración de Cu²⁺ en las hojas. Los autores sugieren que la disminución en la concentración de clorofila en las hojas, provocada por la deficiencia de Fe inducida por Cu, es la causa de la alta foto sensibilidad del foto

sistema II en plantas tratadas con Cu^{2+} . Se estableció una relación directa entre la susceptibilidad a la foto inhibición y la densidad óptica de las hojas. Las especies vegetales adaptadas a hábitats con alta intensidad luminosa aparentemente se benefician de un mayor grosor de las hojas porque la tasa de foto inhibición es directamente proporcional a la intensidad de la luz, pero la fotosíntesis se satura por luz moderada.

Se pueden distinguir tres mecanismos moleculares de la toxicidad de metales pesados:

(a) La producción de especies reactivas de oxígeno por autooxidación y reacción de Fenton; reacción típica de metales de transición tales como el hierro y el cobre.

(b) El bloqueo de grupos funcionales esenciales en biomoléculas, esta reacción se ha reportado principalmente para metales pesados no reactivos a la redox tales como el cadmio y el mercurio.

(c) El desplazamiento de iones metálicos esenciales de biomoléculas. Los datos disponibles sugieren que el cadmio, cuando no es detoxificado rápidamente, puede iniciar, mediante la alteración del control redox de la célula, una secuencia de reacciones que llevan a la inhibición del crecimiento, la estimulación del metabolismo secundario, la lignificación y finalmente la muerte.

Las respuestas de las plantas a la presencia de metales pesados es variable y se pueden encontrar genotipos tolerantes y sensibles en una misma especie. En un genotipo sensible de la especie *Betula pendula*, las concentraciones de aluminio inhibieron el crecimiento, mientras que en un genotipo tolerante, el crecimiento se incrementó hasta en concentraciones de 25 mg Al l⁻¹. En el genotipo sensible hubo una pérdida de la dominancia apical y tanto las raíces primarias como secundarias detuvieron su crecimiento al incrementarse las concentraciones de aluminio.

En algunas especies, las poblaciones que se desarrollan en suelos contaminados con metales pesados, son más tolerantes a esos contaminantes. Sin embargo, en otras especies las poblaciones de suelos con metales pesados son igualmente tolerantes que las poblaciones que se desarrollan en suelos no contaminados. El grado de diferencia en la resistencia a metales pesados entre las poblaciones puede reflejar que tan importante fue la selección de mutantes resistentes para la evolución de eco tipos (Köhl, 1997)

Las plantas poseen una variedad de mecanismos celulares potenciales que pueden estar involucrados en la detoxificación de metales pesados y por lo tanto en la tolerancia al estrés por metales. Estos mecanismos incluyen: la inmovilización, la exclusión, la quelación y la compartimentalización de los iones metálicos, así como la expresión de mecanismos más generales de respuesta al estrés tales como el etileno y proteínas de estrés. También se encuentran involucrados aspectos o funciones de las micorrizas y la unión a la pared celular y exudados extracelulares, la reparación de proteínas dañadas por el estrés (Cobbett, 2000; Hall, 2002).

Un mecanismo recurrente para la detoxificación de metales pesados en plantas y otros organismos, es la quelación del metal por un ligando y, en algunos casos, la subsiguiente compartimentalización del complejo ligando-metal. La quelación extracelular por ácidos orgánicos, tales como el citrato o el malato, es importante en los mecanismos de tolerancia a aluminio. Las metalotioeninas son ligandos peptídicos ricos en cistina, codificados por un gen. Las fitoquelatinas son péptidos ricos en cistina sintetizados enzimáticamente a partir del glutatión por la fitoquelatinasintetasa (PCS) (Cobbett, 2000; Heisset *et al.*, 2003).

4.9.7. El nopal con potencial de fitoextracción de metales pesados

Desde la época prehispánica, el nopal (*Opuntia spp.*) se cultiva en México con diversos fines: medicinales, ornamentales, alimento, y después de la llegada de los españoles, como forraje (Sodi 1968, Bravo-Hollis, et al. 1979). Actualmente, el nopal para tuna se cultiva en todos los continentes fue llevado desde América por los españoles, excepto en la Antártica. De forma amplia se estima que la superficie mundial dedicada a este cultivo es de aproximadamente 1,296,600 hectáreas en el 2004.

En México se cosecharon 55 948 ha de nopalito y tuna en 2005, de las cuales 22.8 % correspondieron a nopalito y 77.2 % a tuna.

Otra característica poco estudiada de este cultivo es que, además del beneficio económico que conlleva, propicia la mejoría de condiciones ambientales: retención de suelo y agua (Flores 2002) y tiene un valor ecológico como hábitat alternativo para la flora y la fauna nativas de las regiones donde se cultiva (Riojas- López 2003, Riojas-López y Mellink 2005).

De acuerdo a Prieto-García, et al., 2006, donde realizaron la caracterización física y química de las semillas de tres especies de *Opuntia* (*O. heliabravoana*, *O. xoconostle* y *O. ficus-indica*), encontraron cantidades elevadas de Pb 21.34, 43.99 y 70.79 mg Kg⁻¹ respectivamente en nopales cultivados del Estado de Hidalgo por lo que no es de extrañar que se encuentren este metal en las partes comestible (fruto y brotes tiernos).

En 2006, Manzanares-Acuña, et al., analizando los niveles de plomo en la población de San Ignacio, Fresnillo, Zacatecas, al analizar muestras vegetales encontraron concentraciones de 368 µg/g para el tapón(*Opuntia robusta*), 440 µg/g para el duraznillo(*Opuntia leucotricha*) y 1 952 µg/g para el pachón (*Opuntia spp*), este ultimo lo consideran una planta hiperacumuladora.

La planta de nopal *Opuntia ficus indica*, acumula metales a partir del agua de riego de manera diferenciada. La planta es capaz de absorber iones metálicos del agua de río, acumula plomo a partir de una concentración de 0.25 mg/ml (Castillo Bravo, et al, 2007)

V. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Localización del área experimental

En condiciones controladas se estableció el estudio en el invernadero de la Unidad Regional Universitaria de Zonas áridas (URUZA) de la Universidad Autónoma Chapingo, en Bermejillo, municipio de Mapimí, Durango.

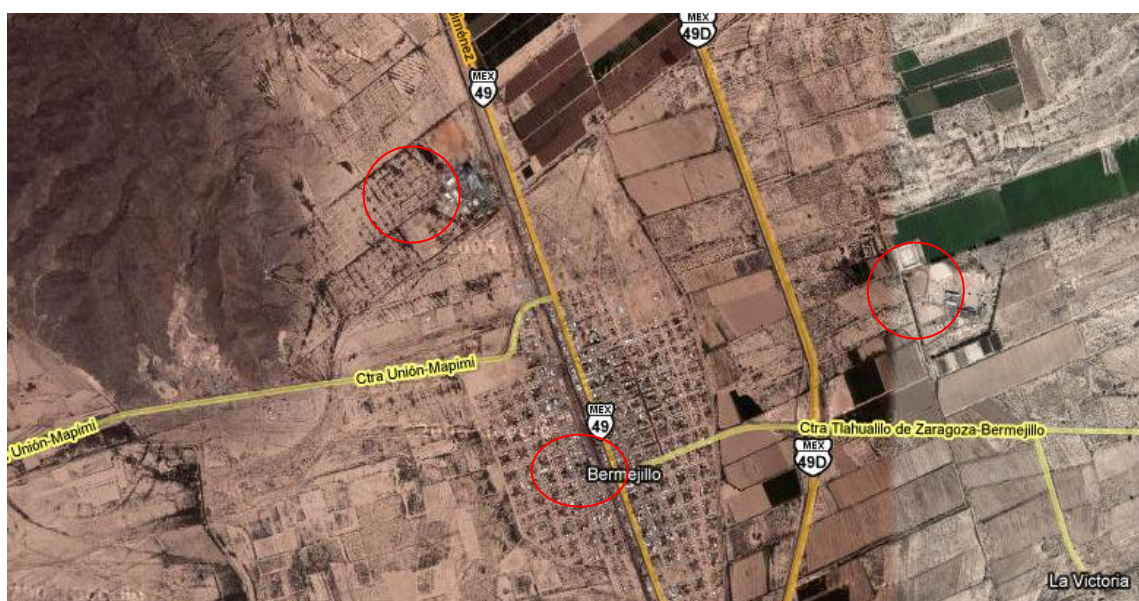


Ilustración 4. Fotografía del Área de estudio (Google Earth)

La institución se encuentra localizada en las coordenadas geográficas 25°53'31.99" Latitud N y 103°36'11.23" Longitud O, con una altitud de 1117 msnm.

5.2. Selección del sustrato y análisis de la muestra de suelo

La colecta de suelo se realizó en un área del Ejido La Victoria, Municipio de Mapimí, Durango a una distancia 4 Km. de la planta Metalúrgica. Se colectaron muestras de suelo en el estrato de 0 a 30 cm. de profundidad, obteniendo muestras simples para obtener una muestra compuesta de 4 Kg, la cual se secó a medio ambiente por una semana. Posteriormente se homogenizó mediante molido con un rodillo de madera, luego se obtuvo una submuestra de suelo seco, por el método del cuarteo, y esta se tamizó empleando un tamiz de malla de 2 mm de diámetro, hasta obtener 1 Kg., de muestra homogenizada para realizar el análisis físico-químico de acuerdo a los principios en la preparación de la muestra de suelo que establece la norma NOM-021-SEMARNAT-2000, sobre fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis metales pesados principalmente plomo.

El suelo tamizado se llevó al laboratorio de agua-suelo-plantas, con las determinaciones físicas y químicas del cuadro 1.

Cuadro 1. Determinaciones físico-químicas de suelo superficial y el método de cuantificación

Características	Método
pH	Potenciómetro
Conductividad eléctrica (dSm ⁻¹)	Conductímetro
Conductividad eléctrica (dSm ⁻¹)	Conductímetro
Calcio soluble (Ca ⁺² meq litro ⁻¹)	Extracción con Acetato de amonio a pH 7 y cuantificados por absorción atómica
Magnesio soluble (Mg ⁺² meq litro ⁻¹)	
Sodio soluble (Na ⁺¹ meq litro ⁻¹)	
Potasio soluble (K ⁺¹ meq litro ⁻¹)	
Porcentaje de sodio intercambiable (PSI %)	Cuantificación de cationes solubles por absorción atómica
Carbonatos totales (CaCO ₃ , %)	Método volumétrico por calorimetría
Materia orgánica (%)	Método de Walkley Black
Nitrógeno disponible (N-NO ₃ , mg kg ⁻¹)	Extracción con Acetato de amonio a pH 7 y cuantificados por absorción atómica
Fósforo disponible (P, mg kg ⁻¹)	
Potasio disponible (K, mg kg ⁻¹)	
Relación de Adsorción de Sodio (%)	Cuantificación de cationes solubles por absorción atómica
C %	Extracción con Acetato de amonio a pH 7 y cuantificados por absorción atómica

Nitrógeno total	Método Keldal
Arena (%)	Hidrómetro de Bouyoucus
Limo (%)	
Arcilla (%)	
Clase textural	Triangulo de texturas
Pb total mg kg ⁻¹	Extracción ácida y cuantificación de cationes solubles por absorción atómica

Además se evaluaron: Punto de marchitez permanente (PMP), Capacidad de campo (CC) y Punto de saturación (PS) con lo que se determinó la lámina de riego para reducir al mínimo o evitar la lixiviación del Pb en la aplicación de agua.

5.3. Obtención de Cladodios

El material vegetativo del nopal *Opuntia megacantha* Salm-Dyck (cladodios o pencas), se cortaron en el mes de mayo de 2007 de la plantación experimental de nopal que cuenta con 55 variantes de nopal, los cladodios se dejaron secar al aire libre, protegidas del sol durante dos semanas para lograr el cicatrizado y evitar la aparición de hongos y bacterias. Los cladodios se plantaron en macetas con 6 Kg. de suelo durante la primera quincena de Junio de 2007.



Ilustración 5. Plantación experimental de nopal

5.4. Diseño experimental

Se utilizó un diseño de bloques al azar con tres repeticiones, teniendo como unidad experimental una maceta. Los factores de variación fueron: tratamientos de plomo (0, 150, 300 y 450 mg Pb Kg⁻¹) y dosis de fertilización con fosfonitrato (0,50, 100 y 150 mg N Kg⁻¹ de suelo), haciendo un total de 4x4= 16 tratamientos de los cuales se establecieron tres repeticiones, un total de 48 unidades experimentales.

Cuadro 2. Diseño de los tratamientos de Pb y dosis de fertilización con fosfonitrato

<i>Tratamiento</i>	<i>Pb(NO₃)₂ (mg Pb kg⁻¹)</i>	<i>Fosfonitrato (mg Nkg⁻¹)</i>
T1	0	0
T2	0	50
T3	0	100
T4	0	150
T5	150	0
T6	150	50
T7	150	100
T8	150	150
T9	300	0
T10	300	50
T11	300	100
T12	300	150
T13	450	0
T14	450	50
T15	450	100
T16	450	150

La fuente de Plomo que se utilizó fue Nitrato de plomo Pb (NO₃)₂ utilizando reactivos grado analítico, es una sal soluble en agua, los otros compuestos de plomo son insolubles en agua además es tóxico.

Se aplicó en la última semana del mes de Agosto de 2007 a 102 días del establecimiento. La aplicación del Nitrato de plomo se hizo en dilución en agua destilada, considerando el peso total de suelo empleado en cada maceta para calcular la concentración final de plomo, a los tratamientos testigo (0 Pb mg Kg⁻¹) solamente se aplicó agua destilada.

La fertilización se hizo utilizando la fuente de fosfonitrato (Cuadro 3) fue a los 356 días después del establecimiento, durante el mes de Junio de 2008, mediante el pesaje en balanza analítica de las cantidades para cada tratamiento, las cuales se colocaron directamente en el suelo y se dio un riego de establecimiento. La única evaluación que incluyó el efecto de fertilización nitrogenada fue la realizada a los 439 DDE.

Cuadro 3. Propiedades físico-químicas del fosfonitrato o nitrato de amonio estabilizado

Características	Propiedades
Formula Química	NH_4NO_3
Contenido de Nitrógeno Total (N)	33.0% de Nitrógeno
Contenido de Nitrógeno Amoniacal (NH_4^+)	16.5% de Nitrógeno
Contenido de Nitrógeno Nítrico (NO_3^-)	16.5% de Nitrógeno
Contenido de Fósforo Total (P_2O_5)	3.0% de Pentóxido de Fósforo
Solubilidad en agua, a 20° C (100 g/100 ml):	200 g/100 ml de agua
pH en solución al 10%:	5.5 – 6.5

Los riegos fueron aplicados semanalmente mediante la lámina de riego con un litro de agua por maceta, lo cual fue suficiente para evitar estrés hídrico en las plantas y disminuir la lixiviación del plomo.

5.5. Colecta y preparación de las muestras para análisis de plomo

La muestra de cladodios, a 218 DDE se realizó de la planta madre establecida, mediante perforaciones con sacacorchos donde se obtuvo el material vegetal. A partir de 335 y 439 DDE, las muestras se obtuvieron de cladodios jóvenes o nopalitos.

Se tomaron muestras de los cladodios mediante la utilización de un sacacorchos para obtener el tejido vegetal, los cuales se colocaron en una estufa de secado a una temperatura de 75 °C por 48 horas. Posteriormente cada muestra con la ayuda de un mortero, se molieron hasta obtener un polvo fino.

De las muestras se obtuvieron porciones de 0.5 g y se colocaron en matraces de 50 ml, se les agregaron 10 ml de mezcla digestora de ácido nítrico (HNO_3) y ácido perclórico (HClO_4) a una relación 3:2. Las muestras se colocaron en una plancha de calentamiento con una temperatura de 100°C hasta quedar de color transparente, posteriormente se retiraron y se dejaron enfriar. La muestra se filtró mediante el uso de filtros de papel Whatman N° 40. Posteriormente la solución se diluyó con agua tridestilada hasta aforar a 100 ml y se mezcló perfectamente.

La determinación de concentración de Pb fue mediante la utilización del espectrofotómetro de absorción atómica Perkin-Elmer AAnalyst200, cada muestra se analizó por triplicado. Las lecturas de determinación de Pb en las unidades de mg Pb kg^{-1}

La metodología utilizada en estudio es resumida en la Ilustración 6.

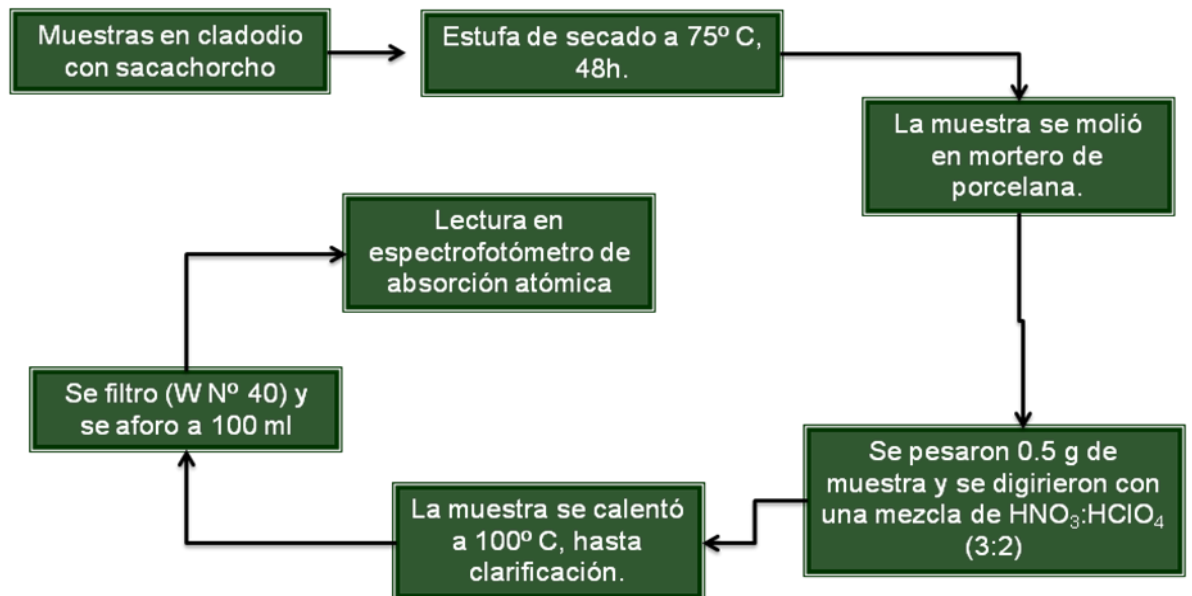


Ilustración 6. Diagrama de flujo de la metodología de extracción de plomo (Pb) en suelo y tejidos vegetales

Se hicieron tres muestreos de material vegetal: el primero a los 218 días del establecimiento del estudio, el segundo a los 335 días y el último a los 439 días (Ilustración 7).



Ilustración 7. Línea de tiempo de actividades realizadas durante el estudio.

5.6. Variables

Las variables directas fueron:

- a. Concentración de plomo (CPb) en mg PbKg⁻¹: lecturas obtenidas del espectrofotómetro de absorción atómica
- b. Peso de cladodios en gramos (g): mediante la utilización de balanza granataria digital.
- c. Numero de cladodios. Cuantificar el número de cladodios de la planta de nopal.

Se obtuvieron variables de forma indirecta:

- a. Acumulación de Pb en cladodios de nopal (APb) en mg Pb Kg⁻¹: se obtuvo mediante la sumatoria de las concentraciones (CPb)
- b. Área foliar real de cladodios en cm²: la cual se determinó el área foliar manual mediante la fórmula del círculo ($\pi \times r^2$), donde r^2 fue calculada a través de la medición de largo y ancho de cladodio ($\text{largo} + \text{ancho}/4 = r^2$). Para el área foliar real se utilizaron las formulas generadas por Flores *et al.*, 1996, a continuación se enuncia el modelo: $20.89 + 0.821 (\pi \times r^2)$.

- c. Extracción diaria (EDPb) en mg Kg⁻¹/día: se obtuvo de la acumulación (APb) dividida entre los días transcurridos desde la plantación, el primer muestreo y el segundo.

$$EDPb = APb / \text{días transcurridos}$$

- d. Acumulación de Pb por peso fresco (APbPF) de cladodio en mg Kg⁻¹/g: se obtuvo mediante la división de la acumulación entre peso fresco de cladodio:

e. $APbPF = APb / \text{Peso fresco}$

5.7. Análisis estadístico

Para realizar el análisis estadístico se utilizó el programa STATISTICA Kernel release 7.0 (Stat soft Inc. 2004).

VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. Propagación del material vegetal

El nopal se propaga mediante dos métodos: multiplicación asexual (cladodio en fracciones o entera) o multiplicación sexual (semilla). En el estudio por vía cladodios enteros se seleccionaron los nopales más sanos y vigorosos. El corte se efectuó en el punto de unión de cladodio con la planta madre con un cuchillo bien afilado y desinfectado, se dejaron secar por dos semanas para evitar pudriciones de cladodio. No se cuentan con datos en estudios anteriores sobre el porcentaje de establecimiento de cladodios de nopal, en el estudio fue del 100 % teniendo un buen enraizamiento durante el primer mes, generalmente los cladodios en las plantaciones presentan pudriciones o daños físicos que afectan el establecimiento de las plantas y su posterior desarrollo.

6.2. Análisis de suelo

El suelo como un cuerpo natural que conforma el hábitat de bacterias, hongos, levaduras, virus y plantas superiores, entre otros, que sirve para la alimentación de los animales y del hombre a través de los ciclos tróficos.

La industrialización y urbanización han generado una gran cantidad de desechos que son incorporados al suelo, lo cual ocasiona tanto la reducción de su fertilidad como la modificación de sus procesos naturales. Por lo anterior, es necesario conocer las características particulares del suelo para determinar su grado de contaminación y consecuentemente, aplicar tecnologías de remediación existentes.

Algunos de los parámetros físico-químicos evaluados en el suelo, son comparados con el manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados. Este manual fue elaborado con la finalidad de compilar algunas técnicas de análisis de suelos, necesarias para el seguimiento de la remediación y caracterización de sitios contaminados. Algunas han sido modificadas, para adaptarlas a suelos contaminados y optimizar recursos y tiempos de análisis.

El resumen del análisis físico y químico del suelo se muestra en el Cuadro 4. De acuerdo a los criterios de evaluación de un suelo con respecto a su pH (NOM-021-SEMARNAT-2000), se encuentra en la categoría de suelo moderadamente básico o alcalino con pH de 8.2.

Asimismo, de acuerdo con la clasificación de suelos con base en el contenido de sales medido como conductividad eléctrica, se encuentra en la categoría de no salino con una conductividad de 2 dSm⁻¹ (Vázquez y Bautista, 1993).

Cuadro 4. Características físico-químicas de suelo superficial usado en el estudio.

Característica	Val or	Interpretación
pH	8.2	<i>Moderadamente básico</i>
Conductividad eléctrica (dSm ⁻¹)	2.0	<i>No salino</i>
Calcio soluble (Ca ⁺² meq litro ⁻¹)	4.0	<i>Bajo</i>
Magnesio soluble (Mg ⁺² meq litro ⁻¹)	7.0	<i>Medio</i>
Sodio soluble (Na ⁺¹ meq litro ⁻¹)	7.0	<i>Normal</i>
Potasio soluble (K ⁺¹ meq litro ⁻¹)	2.1	<i>Bajo</i>
Porcentaje de sodio intercambiable (PSI %)	5.36	<i>Normal</i>
Carbonatos totales (CaCO ₃ , %)	13.0	<i>Alto</i>
Materia orgánica (%)	2.3	<i>Medio</i>
Nitrógeno disponible (N-NO ₃ , mg kg ⁻¹)	16.3	<i>Bajo</i>
Fósforo disponible (P, mg kg ⁻¹)	12.0	<i>Bajo</i>
Potasio disponible (K, mg kg ⁻¹)	401	<i>Alto</i>
Relación de Adsorción de Sodio (%)	2.99	<i>Normal</i>
C %	1.33	<i>Relación C/N</i>
N total	0.11	<i>Ligeramente alta</i>
Arena (%)	45.8	

	8	
Limo (%)	34.0	<i>Suelo franco</i>
Arcilla (%)	20.1	
	2	
Plomo total mg Pb kg ⁻¹	22.9	<i>Niveles permisibles</i>
	24	

Los resultados del análisis indican que el suelo empleado presenta una textura franco con categoría C, de acuerdo a la Norma la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Presenta alto contenido en carbonatos con 13%, el plomo en suelos carbonatados son los que retienen en mayor proporción este elemento (casi 100%), es la condición que presentan los suelos en la Región Lagunera y mediante el cual es difícil la disponibilidad de Pb por estar fuertemente retenido en el suelo, con medidas como disminuir el pH mediante fertilizantes nitrogenado es una opción, además de medidas para mejorar la disponibilidad de los iones mediante la aplicación de composta o ácidos fulvicos o húmicos.

Plomo en el suelo para establecimiento

El contenido promedio de plomo total en el suelo fue de 22.924 mg Pb kg⁻¹, dentro de la norma considera que valores de 35 mg Pb kg⁻¹ en el suelo según la tolerancia de los cultivos se encuentra en clase normal, a partir de 100mg Pb kg⁻¹ se considera peligroso, por lo tanto el valor promedio obtenido es considerado una cantidad permisible. En el suelo de terrenos no cultivados se han encontrado de 8 a 20 mg Pb kg⁻¹ mientras que en terrenos cultivados puede llegar a encontrarse por encima de 360 mg Pb kg⁻¹ y cerca de fuentes de contaminación industrial, el suelo alcanza contenidos de 10 g Pb kg⁻¹ o más (Rubio et al, 2004)

En las normas oficiales mexicanas no existen parámetros que determinen los límites máximos permisibles de metales pesados en suelos para que se pueda considerar como tóxico o contaminante. Assadian *et al.*, (1998) mencionan que un rango global en cuanto a la concentración de Plomo va de 2 a 200 mg kg⁻¹. Cabe mencionar que existen rangos donde se indica el máximo permisible de algún contaminante, sin que esto quiera decir que exista una contaminación en esa área; cuando se considera que hay contaminación es cuando los contenidos de cierto metal rebasan el máximo permisible. Sin embargo, el plomo se ha encontrado en niveles altos en varias fuentes naturales y antropogénicas, en regiones áridas y semiáridas del norte de México (Alarcón y Flores, 2005).

6.3. Concentración en Cladodios de nopal a 218, 335 y 439 DDE

En el análisis de concentración de Pb en cladodios de nopal no es significativo ($p \geq .05$) en las concentraciones a 218 y 335 DDE.

Cuadro 5. Concentración de Plomo mg Pb kg⁻¹ en cladodios a 218, 335 y 439 DDE, en plantas de nopal (Media $\pm$ Desviación estándar)

DDE	Fertilización mg N kg ⁻¹	Tratamiento (mg Pb kg ⁻¹)			
		Control 0	150	300	450
218	0	16.2 $\pm$ 8.71	15.5 $\pm$ 9.87	19.2 $\pm$ 6.11	19.9 $\pm$ 8.59
335	0	77.8 $\pm$ 62.14	70.5 $\pm$ 35.28	68.1 $\pm$ 36.84	68.2 $\pm$ 46.79
439	0	53.0 $\pm$ 34.60	83.2 $\pm$ 61.87	79.6 $\pm$ 71.28	185.3 $\pm$ 33.29
439	50	40.2 $\pm$ 35.26	134.2 $\pm$ 9.01	135.0 $\pm$ 17.5	168.0 $\pm$ 170.0
439	100	48.3 $\pm$ 43.12	125.3 $\pm$ 33.0	96.5 $\pm$ 84.95	124.3 $\pm$ 108.6
439	150	43.0 $\pm$ 37.24	50.7 $\pm$ 46.06	106.7 $\pm$ 92.4	164.0 $\pm$ 284.0

No existen diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre las concentraciones de la misma fecha 218 DDE o 335 DDE, pero existe una diferencia importante significativa ($p \leq 0.05$) a las concentraciones entre fechas de 218 a 335 DDE logrando una respuesta de incremento de concentración a medida que la planta está mayor tiempo en contacto las raíces con las dosis de Pb como se muestra en la Ilustración 8.

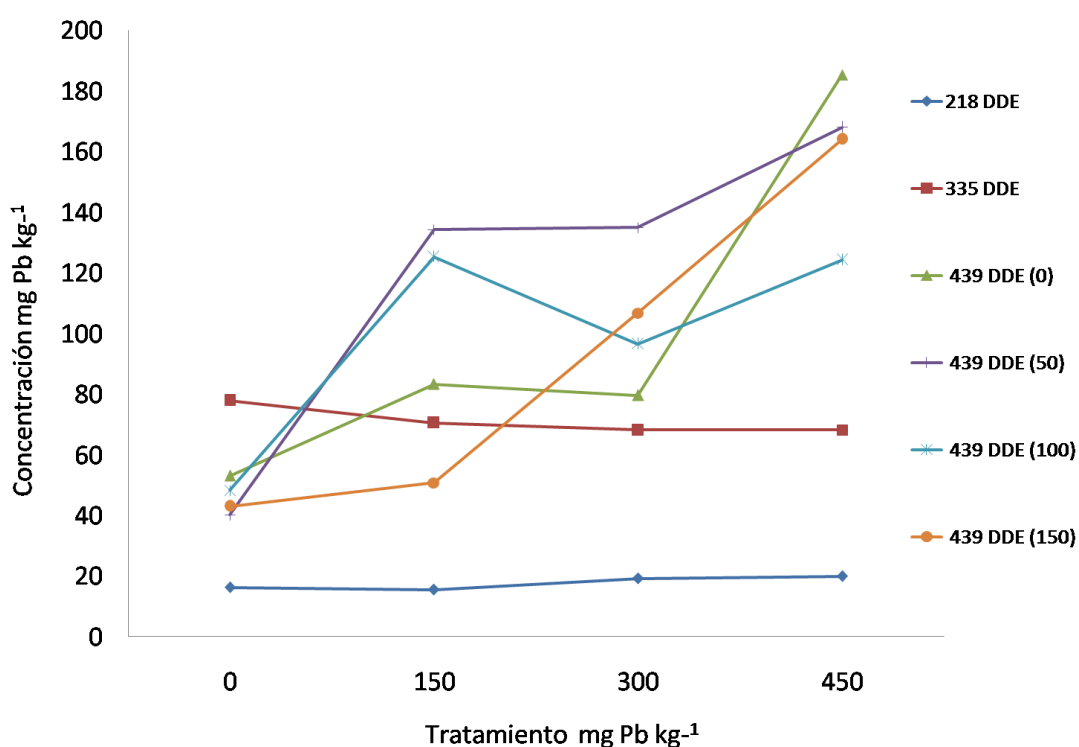


Ilustración 8. Concentración media de Pb en cladodios de nopal a 218, 335 y 439 DDE.

En el periodo a 335 DDE presenta la mayor concentración en el tratamiento control y el resto de los tratamientos no hay diferencia, con mayor tiempo de exposición y contacto de las raíces con los iones del metal pesado, las plantas de nopal tiene la capacidad natural para extraer Pb del suelo, es importante contemplar el factor tiempo (DDE) que es determinante para incrementar la concentración en los cladodios.

La concentración de Pb en función de la dosis de fertilización con los tratamientos de Pb fue significativo ($p \leq 0.05$), la mayor concentración de Pb se presenta en la dosis de fertilización 0 mg N kg⁻¹ y 0 mg Pb kg⁻¹ a medida que se aumenta la dosis de fosfonitrato no muestra incremento en la concentración del metal pesado en los cladodios, lo que indica que la fertilización nitrogenada no tiene efecto en la extracción de Pb en el suelo, ya que el nopal por si solo puede tomar del suelo los iones de Pb, trastocarlos y almacenarlos en sus células, manteniendo en cada organelo las concentraciones dentro de rangos fisiológicos específicos.

La fertilización nitrogenada tiene la función de facilitar la disponibilidad de los iones de Pb insoluble, el nitrato de plomo es un compuesto con alta solubilidad por lo que al aplicar el fosfonitrato no presento una respuesta en los tratamientos donde se aplico el Pb pero si se obtuvo una respuesta en el tratamiento testigo (0 mg Pb kg⁻¹) extrayendo los iones de Pb del suelo.

No se observan diferencias de una concentración progresiva en los cladodios de nopal, esto se puede deber al fenómeno de exclusión que hacen las plantas generalmente que crecen en suelo y agua con salinidad, en estudios con *Mesembryanthemum crystallinum*, el sodio es acumulado y depositado en un gradiente a lo largo de su eje de crecimiento, con la mayor concentración depositada en las partes jóvenes de las hojas, donde es secuestrado dentro de la gran vacuola central de las células, otra vía es como las plantas glicófitas (no tolerancia a la salinidad), las cuales dirigen al sodio hacia las partes maduras de la planta en un intento de mantenerlo en las raíces, siendo una opción para futuros estudios, ya que en el presente no se evaluaron la penca madre y las raíces por ser usada en estudios subsecuentes.

De la misma forma las células de la planta de nopal está compuesta por un 90% de agua, generalmente con vacuolas grandes, por lo tanto podemos intuir que el exceso de metales se almacena en las vacuolas, en las cactáceas las células tienen una enorme vacuola (de 100 μm de diámetro).

En las células de este parénquima se tienen grandes vacuolas con núcleos adosados a la pared celular llamado Parénquima acuífero, las cuales sirven para almacenar sustancias de desecho o de reserva y pueden ser vertidos al exterior por exocitosis. Esto permite a la planta evitar que los metales pesados le causen daños fisiológicos, como medida de defensa a altas concentraciones de Pb.



Ilustración 9. Parénquima acuífero en Opuntia. Fotos tomadas con microscopio óptico

6.4. Acumulación en Cladodios de nopal a 218, 335 y 439 DDE

La acumulación de Pb en cladodios solo es significativa ($p \leq 0.05$) a 335 DDE, la mayor cantidad de Pb la presenta el tratamiento control (Cuadro 6), la acumulación del metal pesado en los cladodios es de forma progresiva, al aumentar la dosis de Pb y el tiempo del contacto de las raíces con el metal, el nopal presenta una mayor cantidad de Pb, el cual es absorbido por las raíces y traslocado a la parte aérea.

Cuadro 6. Acumulación de Plomo mg Pb kg⁻¹ en cladodios a 218, 335 y 439 DDE, en plantas de nopal (Media $\pm$ Desviación estándar)

DDE	Fertilización mg N kg ⁻¹	Tratamiento (mg Pb kg ⁻¹)			
		Control 0	150	300	450
218	0	77.8 $\pm$ 62.1	70.5 $\pm$ 35.28	68.1 $\pm$ 36.84	68.2 $\pm$ 46.79
335	0	16.2 $\pm$ 8.71	15.5 $\pm$ 9.87	19.2 $\pm$ 6.11	19.9 $\pm$ 8.59
439	0	183.0 $\pm$ 99.	150.0 $\pm$ 76.3	159.6 $\pm$ 88.9	252.9 $\pm$ 81.78
439	50	99.2 $\pm$ 59.7	187.1 $\pm$ 16.5	202.7 $\pm$ 4.46	218.2 $\pm$ 124.6
439	100	132.0 $\pm$ 30.	230.2 $\pm$ 65.0	162.0 $\pm$ 76.1	236.8 $\pm$ 81.26
439	150	81.4 $\pm$ 75.5	108.3 $\pm$ 49.1	165.8 $\pm$ 124.	206.6 $\pm$ 284.5

La acumulación de Pb es significativo ($p \leq 0.05$), con las dosis de fertilización de 0 mg Kg⁻¹ y el tratamiento de 450 mg Kg⁻¹ es la máxima acumulación, se observa que muestra el mismo comportamiento que en la concentración, por lo tanto el nopal por ser una planta CAM y adaptada a las condiciones climáticas de sequía, suelos pobres, temperaturas altas y bajas, al someterse a la condición de metales pesados en el suelo responde de forma positiva al acumular de forma natural estos iones, son plantas con excelente respuesta al estrés.

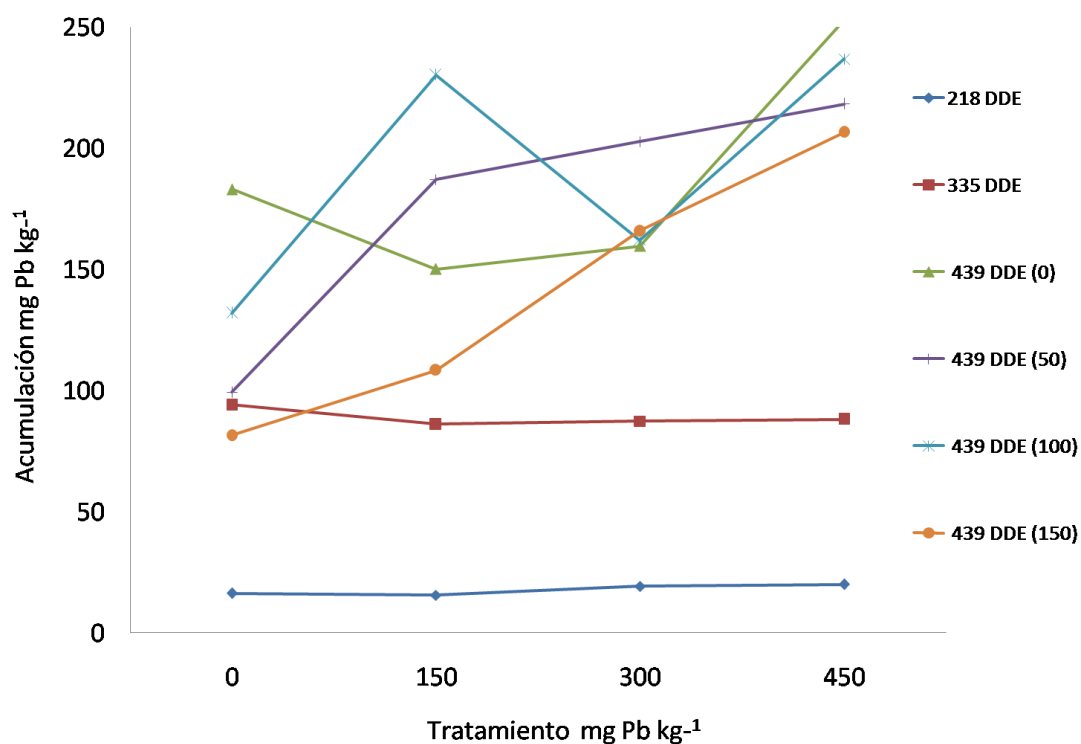


Ilustración 10. Acumulación media de Pb en cladodios de nopal a 218, 335 y 439 DDE.

El proceso de acumulación de metales pesados en las plantas, de acuerdo a Clemens (2001), presenta los siguientes mecanismos:

- Los iones alcanzan la zona de absorción de la raíz por difusión a través de la solución salina del suelo, son arrastrados por el movimiento del agua hacia la raíz y entran en contacto con las zonas de absorción a medida que la raíz crece. Los iones son inmovilizados por la secreción de quelantes o la acidificación de la rizosfera.
- Las raíces capturan los metales hidratados o los complejos metal-quelantante por medio de sistemas de transporte como bombas primarias, canales iónicos y transportadores. Dentro de la célula los metales son quelados principalmente por fitoquelatinas; el exceso es transportado a la vacuola.

- c) Los metales se transportan de las raíces a la parte aérea vía el xilema, dentro del los metales se presentan como iones hidratados o como complejo metal-quelante principalmente con histidina y ácido cítrico como ligantes.
- d) Después de penetrar el apoplasto de las hojas, los metales se distribuyen dentro de la célula, manteniendo en cada organelo las concentraciones dentro de rangos fisiológicos específicos. El exceso de metales esenciales y no esenciales como el Pb se almacena en las vacuolas.

6.5. Producción de cladodios de nopal a 218, 335 y 439 DDE

La evaluación del número de cladodios representa importancia ya que con ello la planta produce mayor cantidad de biomasa, a 335 DDE fue significativo ($p \leq 0.05$), donde el número mayor de cladodios jóvenes se presenta en el tratamiento de 450 mg Pb kg⁻¹, siendo el promedio más alto.

Cuadro 7. Número de cladodios a 218, 335 y 439 DDE, en plantas de nopal (Media $\pm$ Desviación estándar)

DDE	Fertilización mg N kg ⁻¹	Tratamiento (mg Pb kg ⁻¹)			
		Control 0	150	300	450
218	0	1.0 $\pm$ 0.00	0.9 $\pm$ 0.29	1.0 $\pm$ 0.00	1.0 $\pm$ 0.00
335	0	1.7 $\pm$ 0.65	1.8 $\pm$ 0.72	1.8 $\pm$ 0.75	1.8 $\pm$ 0.83
439	0	1.3 $\pm$ 0.58	1.33 $\pm$ 0.58	0.7 $\pm$ 0.58	1.3 $\pm$ 0.58
439	50	0.7 $\pm$ 0.58	1.0 $\pm$ 0.00	1.00 $\pm$ 0.00	0.7 $\pm$ 0.58
439	100	0.7 $\pm$ 0.58	1.0 $\pm$ 0.00	0.7 $\pm$ 0.58	0.7 $\pm$ 0.58
439	150	0.3 $\pm$ 0.58	0.7 $\pm$ 0.58	0.7 $\pm$ 0.58	0.3 $\pm$ 0.58

A 218 DDE se observó que con los tratamientos de mayor dosis Pb inhibieron la formación de brotes o yemas apicales (Ilustración 11), siendo un reflejo de la afectación del metal pesado en funciones fisiológicas de la planta. En la producción de cladodios Flores-Hernández 2005, encuentra que un factor de influencia es la edad de la planta, ya que durante dos años de evaluación encontró que el segundo mostró un sistema radical y estructura anatómica más desarrollada, resultando en un rendimiento mayor de brote, en este caso a medida que se desarrollaba la raíz y estaba en contacto con los iones del metal, le permitió absorber y acumular una cantidad cada vez mayor de Pb a medida que avanzaba el tiempo de establecimiento y la dosis de Pb.

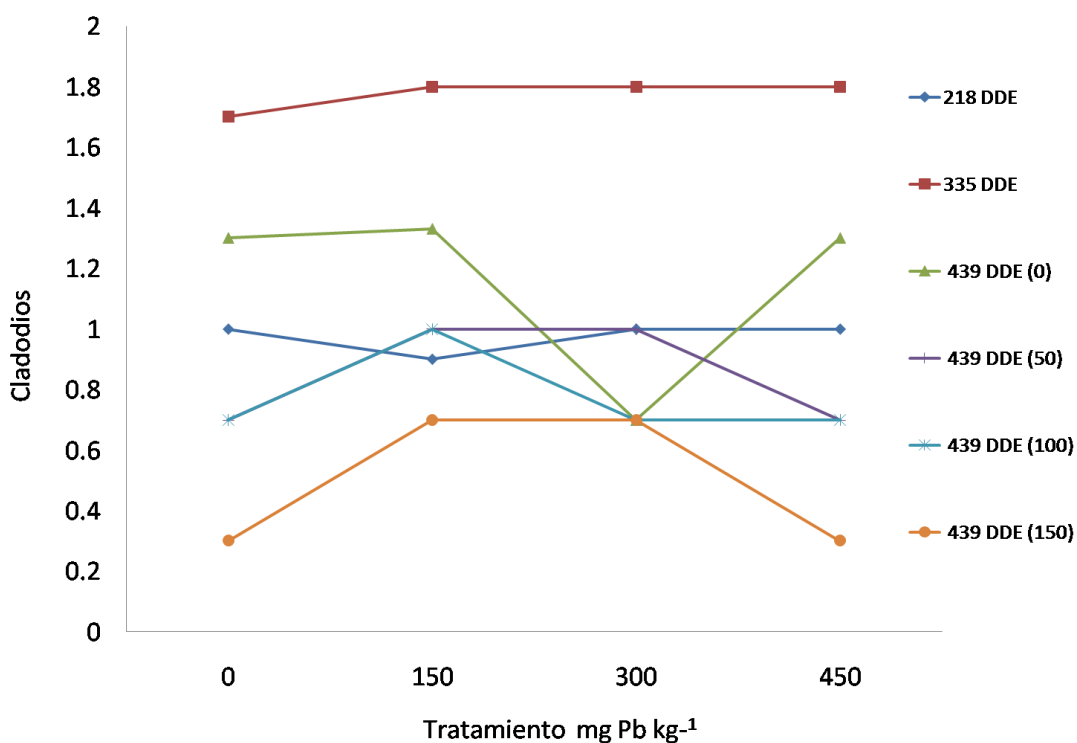


Ilustración 11. Número de cladodios promedio a 218, 335 y 439 DDE.

El desarrollo de nuevos cladodios jóvenes no es significativo a 439 DDE, lo que se observa es que la fertilización no fomenta la emisión de brotes y el desarrollo de cladodios jóvenes a partir de cladodio madre. A nivel de tratamientos de Pb se observa que al aumentar la cantidad de Pb disminuye la emisión del número de cladodios, esto se observó en el estudio en las dosis mayores el número de brotes se fue reduciendo y en 13 tratamientos no se presentó brotes, y en los que se presentó se detuvo el desarrollo de los cladodios, teniendo una muerte de los cladodios jóvenes menores de 5 cm, el metal pesado afectando los procesos fisiológicos de las plantas y por consecuencia no se pudieron realizar los análisis correspondientes en ese número de muestras.

En el tratamiento control, donde no se aplicó dosis de Pb solamente la proveniente del suelo de establecimiento, se encontraron niveles importantes de Pb, lo que indica que las plantas de nopal absorben de forma natural los metales pesados que contiene el suelo, esto reviste importancia a nivel de toxicología, ya que esta cactácea es consumida en forma de nopalitos o cladodios jóvenes, cladodios maduras y fruto por animales silvestres, domésticos y con gran aceptación como alimento para la población, como se muestra en anteriores estudios se ha encontrado niveles importantes de Pb en las semillas de los frutos de nopal (Prieto-García, et al., 2006), con concentraciones de 21.34, 43.99 y 70.79 mg kg⁻¹ en las especies *Opuntia heliabravoana*, *O. xocostle* y *O. ficus-indica*), respectivamente, lo que pone en riesgo a los seres vivos por la bioacumulación de Pb en cierto periodo de tiempo, en los humanos la concentración de Pb se almacena en las células y tejidos generando alteraciones neurológicas, nefrotoxicidad, anemia, cáncer de riñón.

La anemia es el primer síntoma de envenenamiento crónico producido por el plomo en los animales y humanos, dado que interfiere en la síntesis del grupo hemo, reflejándose en síntomas tales como náuseas, vómitos y dolores abdominales. Más grave es la degeneración del tejido en el sistema nervioso central.

A nivel de los animales domésticos y los silvestres que consumen nopal, el proceso se agrava durante el paso por las distintas cadenas tróficas, debido a que los niveles de incorporación sufren un fuerte incremento a lo largo de sus sucesivos eslabones, siendo en los superiores donde se hallan los mayores niveles de contaminantes. A este proceso se le denomina biomagnificación; es decir, muchas toxinas que están diluidas en un medio, pueden alcanzar concentraciones dañinas dentro de las células, especialmente a través de la cadena trófica.

6.6. Peso fresco y área foliar a 439 DDE

El peso fresco de cladodio en relación a la absorción de Pb del suelo y su respectiva concentración en la planta en mg Pb kg⁻¹/g, es significativo ($p \leq 0.05$), permite evaluar las relaciones de la fertilización con el decremento en peso de cladodio.

Cuadro 8. Peso fresco de cladodio a 439 DDE con diferentes dosis de fertilización nitrogenada y tratamientos de plomo en plantas de nopal (Media $\pm$ Desviación estándar)

DDE	Fertilización mg N kg ⁻¹	Tratamiento (mg Pb kg ⁻¹)			
		Control 0	150	300	450
439	0	106.7 $\pm$ 15.2	88.3 $\pm$ 30.1	71.7 $\pm$ 63.31	105.00 $\pm$ 8.66
439	50	53.3 $\pm$ 47.25	76.7 $\pm$ 11.5	63.3 $\pm$ 11.55	56.7 $\pm$ 49.33
439	100	68.3 $\pm$ 59.65	100.0 $\pm$ 30.	56.7 $\pm$ 51.32	63.3 $\pm$ 55.08
439	150	30.0 $\pm$ 51.96	78.3 $\pm$ 68.2	28.3 $\pm$ 49.07	15.0 $\pm$ 25.98

Las dosis altas de Pb hacen que el peso de cladodio disminuya como un reflejo de la afectación de los iones del metal pesado, en estudios de Nobel (1983) encontró que el Plomo y el Cadmio inhibían el metabolismo de la planta de Soya, mostrando una reducción en el crecimiento de la raíz, el tallo y en el peso fresco de la planta. Estos procesos se afectaron por la interdependencia de la fotosíntesis y la fijación de nitrógeno, en estudios en trigo se encontró que el Pb ocasiona una disminución en el peso seco del follaje, pero llama la atención la afectación en la disminución de clorofila y la deficiencia de micro nutrientes como el Hierro.

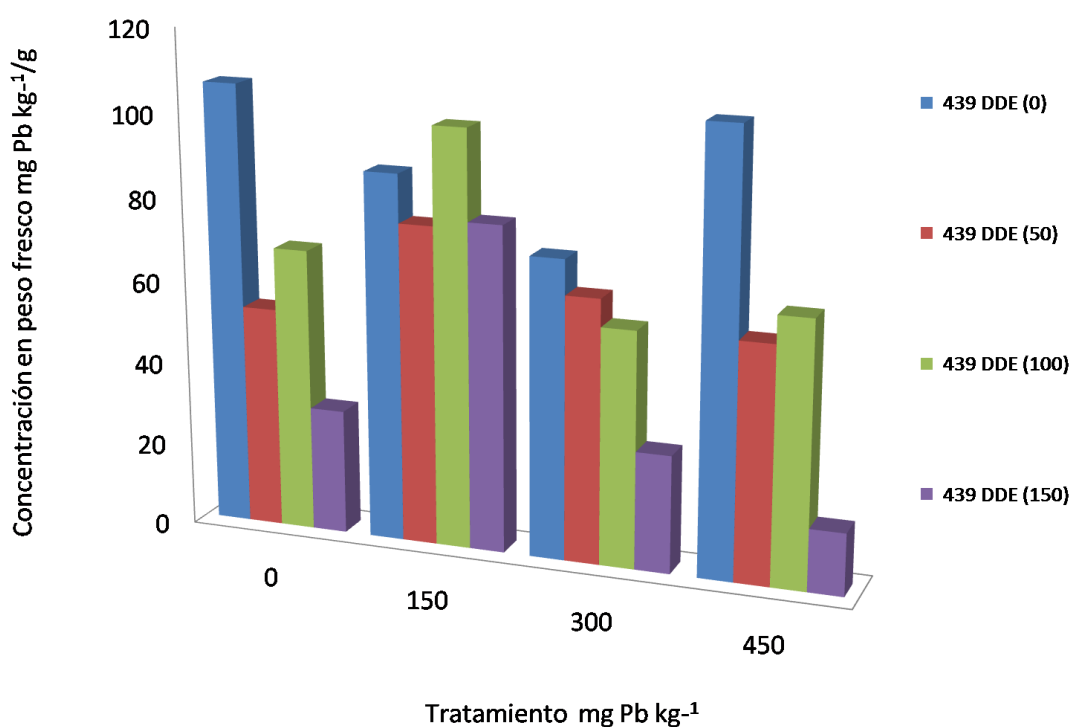


Ilustración 12. Peso fresco de cladodio a 439 DDE.

En el análisis del área foliar de penca en cm^2 , es significativo ($p \leq 0.05$), a mayor dosis de Pb disminuye el tamaño de cladodio, siendo una respuesta a las altas concentraciones de del metal pesado que afecta el proceso de la fotosíntesis con alteraciones fisiológicas de las plantas.

Cuadro 9. Área foliar de cladodio a 439 DDE con diferentes dosis de fertilización nitrogenada y tratamientos de plomo en plantas de nopal (Media $\pm$ Desviación estándar)

DDE	Fertilización mg N kg^{-1}	Tratamiento (mg Pb kg^{-1})			
		Control 0	150	300	450
439	0	313.0 $\pm$ 105.64	206.4 $\pm$ 108.1	122.0 $\pm$ 105.9	248.5 $\pm$ 95.3
439	50	112.3 $\pm$ 97.23	129.6 $\pm$ 14.93	121.2 $\pm$ 8.57	97.3 $\pm$ 84.26
439	100	119.2 $\pm$ 103.26	176.4 $\pm$ 47.07	102.7 $\pm$ 92.59	113.6 $\pm$ 98.4
439	150	55.3 $\pm$ 95.82	122.9 $\pm$ 106.4	54.0 $\pm$ 93.6	33.4 $\pm$ 57.93

A medida que se aumenta la dosis de fertilización tiende a disminuir el área foliar de cladodio, el área foliar mayor se da en el tratamiento control 0 Pb mg Kg^{-1} , lo que indica que a mayores cantidades de fertilización y concentraciones de Plomo tiene un efecto en la disminución del tamaño de penca y por consiguiente en el área foliar, que influye en la intercepción de la luz solar, entrada y salida de CO_2 y O_2 para llevar a cabo la fotosíntesis que permite incrementar la productividad y la biomasa vegetal.

La reducción del peso y del área foliar o tamaño de cladodio indica una probable afectación del plomo en niveles de $\geq 150 \text{mg Pb kg}^{-1}$, mostrando efectos en el desarrollo normal de la planta, en estudios en trigo se encontró que el Plomo afecta funciones fisiológicas de la plantas, en dosis mayores de 100mg Pb L^{-1} , ocasiono una disminución del 34% de biomasa y ligera reducción de la fotosíntesis.

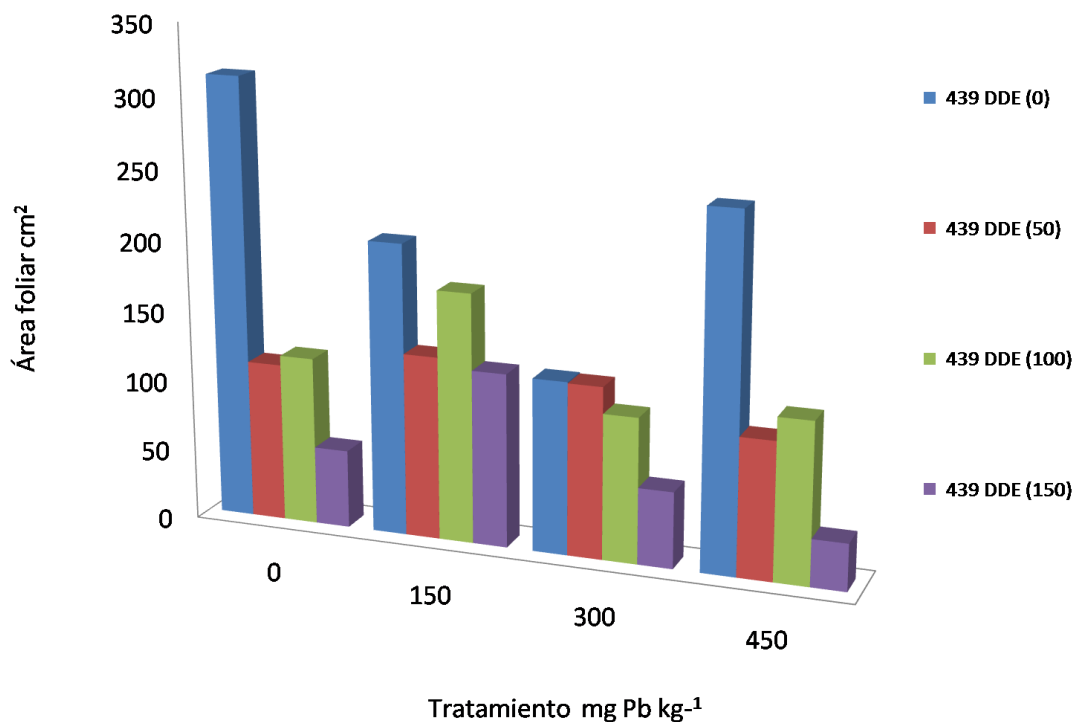


Ilustración 13. Área foliar de cladodio a 439 DDE.

Se ha estudiado el estrés por sequía que se presenta de una forma compleja e, igualmente, la respuesta de las plantas es de una gran complejidad, producto de millones de años de evolución, por lo tanto el nopal al estar sometido a la presencia de metales pesados tendría una respuesta mediante mecanismos moleculares. Los cambios fisiológicos y metabólicos que ocurren se encuentran la disminución en la síntesis de proteínas por tanto, en la velocidad de crecimiento, el aumento de cera en la cubierta de las hojas, cambios en la transpiración, en la respiración, en la fotosíntesis, en la distribución de nutrientes, etc.

Todos estos cambios se inducen como parte de una respuesta adaptativa, de tal forma que aquellas especies que se han desarrollado en ambientes limitantes en agua inducen estas respuestas rápidamente y, por tanto, disminuyen su velocidad de crecimiento, su transpiración, su eficiencia fotosintética; reorganizan la distribución de sus nutrientes, dándole prioridad la reproducción y consecuente descendencia, todo ello para disminuir su gasto energético ante estas situaciones desfavorables y reservar para mejores condiciones y, en el peor de los casos, al menos garantizar la permanencia de la especie.

Estos resultados indican la potencialidad de emplear el nopal para la extracción de metales pesados y en particular del plomo, ya que este se acumula en los cladodios, brindando una estrategia para la biorremediación de suelos con problemas de metales pesados, suelos cercanos a minas, plantas fundidoras, áreas industriales y en ciudades con problemas de contaminación.

6.7. Acumulación de Pb en peso fresco de penca y Extracción diaria

En la biorremediación de suelos con problemas de contaminación de metales pesados, es adecuado evaluar la cantidad de producción de biomasa, generalmente cuantificado en peso fresco de los cladodios, para ello se determinó la aplicabilidad del nopal cuantificado en mg Pb Kg⁻¹.

La acumulación de Pb por peso fresco es significativo ($p \leq 0.05$), con dosis mayores de Pb la acumulación es creciente en los tratamientos mayores de Pb y la fertilización a mayores dosis permite obtener mayor acumulación del metal pesado en cladodios jóvenes o nopalitos. La remoción del material mediante la cosecha se realiza en cladodios jóvenes de forma preferente o cladodios maduros, para lo cual se realiza el proceso de secado, almacenado y confinamiento de materiales peligrosos que contienen metales pesados para disminuir o anular la afectación al medio ambiente.

Una situación a tomar en cuenta en la fertilización nitrogenada es que, el nopal posee la particularidad de absorber y acumular fácilmente nitratos en brotes jóvenes o nopalitos y cladodios, pueden alcanzar niveles tóxicos para personas y animales que los consumen.

Cuadro 10. Acumulación de Pb en peso fresco en cladodios a 439 DDE con diferentes dosis de fertilización nitrogenada y tratamientos de plomo en plantas de nopal (Media $\pm$ Desviación estándar)

DDE	Fertilización mg N kg ⁻¹	Tratamiento (mg Pb kg ⁻¹)			
		Control 0	150	300	450
439	0	0.5 $\pm$ 0.42	0.9 $\pm$ 0.41	0.8 $\pm$ 0.73	1.8 $\pm$ 0.41
439	50	0.5 $\pm$ 0.48	1.8 $\pm$ 0.32	2.2 $\pm$ 0.52	1.9 $\pm$ 1.89
439	100	0.5 $\pm$ 0.44	1.3 $\pm$ 0.51	1.2 $\pm$ 1.15	1.3 $\pm$ 1.17
439	150	0.2 $\pm$ 0.41	0.4 $\pm$ 0.41	0.6 $\pm$ 1.10	3.6 $\pm$ 6.31

En la utilización de nopal en la biorremediación, es necesario conocer el rendimiento de biomasa, el nopal se cosecha varias veces al año, la producción de brotes o cladodios es constante durante los meses de producción (febrero a octubre) en función de la disponibilidad de agua y calor, además del manejo agronómico como la poda de forma continua en la planta, fomenta la emisión de brotes y con ello una mayor producción de biomasa. Si se maneja como especie de reforestación en condiciones de baja disponibilidad de agua, disminuye la producción de biomasa de forma continua por la limitación del agua, pero aun

así tiene una amplia perspectiva de aplicación en las actividades de recuperación de suelos contaminados como una especie adaptada a las zonas áridas y semiáridas de México, siendo una planta CAM que se puede someter al estrés de las condiciones ambientales adversas.

La extracción diaria de Pb permite analizar la cantidad de metal pesado que absorbe la planta del suelo y trasloca a sus tejidos vegetales, para ello con los tratamientos de mayor concentración de Pb, la extracción de Pb se incrementa, el factor tiempo es de gran importancia, a mayor periodo de contacto con el metal pesado aumenta la extracción diaria, teniendo como referencia que el brote y los cladodios jóvenes requieren mayor cantidad de nutrientes, pero la extracción de iones a sus estructuras celulares se incrementa a mayor tamaño de cladodio, en conjunto con el tiempo y por consiguiente la concentración es mayor en cladodios maduros, lo que indica que los programas de remediación de suelos utilizando especies como el nopal *Opuntia spp* tienen que ser considerados a mediano y a largo plazo para obtener el resultado deseado, considerando la especie o variedad adecuada a las condiciones ambientales, la densidad de plantación, el material vegetativo disponible y los costos de establecimiento.

Cuadro 11. Extracción diaria de Pb en cladodios en mg Kg⁻¹/día, a 439 DDE con diferentes dosis de fertilización nitrogenada y tratamientos de Plomo en plantas de nopal (Media $\pm$ Desviación estándar)

DDE	Fertilización mg N kg ⁻¹	Tratamiento (mg Pb kg ⁻¹)			
		Control 0	150	300	450
218	0	0.1 $\pm$ 0.02	0.1 $\pm$ 0.02	0.1 $\pm$ 0.02	0.1 $\pm$ 0.03
218	0	0.0 $\pm$ 0.03	0.0 $\pm$ 0.04 $\pm$	0.1 $\pm$ 0.04	0.1 $\pm$ 0.05
218	0	0.0 $\pm$ 0.05	0.0 $\pm$ 0.06	0.1 $\pm$ 0.03	0.1 $\pm$ 0.05
218	0	0.1 $\pm$ 0.00	0.1 $\pm$ 0.00	0.1 $\pm$ 0.00	0.1 $\pm$ 0.00
335	0	0.4 $\pm$ 0.23	0.3 $\pm$ 0.12	0.3 $\pm$ 0.13	0.3 $\pm$ 0.17
335	0	0.2 $\pm$ 0.17	0.2 $\pm$ 0.06	0.3 $\pm$ 0.07	0.2 $\pm$ 0.16
335	0	0.3 $\pm$ 0.16	0.3 $\pm$ 0.08	0.2 $\pm$ 0.19	0.4 $\pm$ 0.10
335	0	0.2 $\pm$ 0.15	0.2 $\pm$ 0.10	0.2 $\pm$ 0.10	0.2 $\pm$ 0.09
439	0	0.4 $\pm$ 0.23	0.3 $\pm$ 0.17	0.4 $\pm$ 0.20	0.6 $\pm$ 0.19
439	50	0.2 $\pm$ 0.14	0.4 $\pm$ 0.04	0.5 $\pm$ 0.01	0.5 $\pm$ 0.28
439	100	0.3 $\pm$ 0.07	0.5 $\pm$ 0.15	0.4 $\pm$ 0.17	0.5 $\pm$ 0.19
439	150	0.2 $\pm$ 0.17	0.2 $\pm$ 0.11	0.4 $\pm$ 0.28	0.5 $\pm$ 0.65

La estimación de la cantidad de metal pesado en función del tiempo

Para conocer la cantidad de Pb en cierto periodo de tiempo, solo consiste en el producto de la extracción diaria de Pb por el tiempo de exposición:

Plomo removido en tiempo= Extracción diaria de Pb (mg Kg⁻¹/día) X Días.

Los altos valores de la desviación estándar en los resultados, muestran una gran variación, el Pb inhibió la producción de brotes y cladodios jóvenes en los tratamientos que es el material donde se realizan los análisis, en el muestreo a 439 DDE no se realizaron las evaluaciones en algunos tratamientos por falta de material vegetativo, los datos sin evaluar en el STATISTICA fueron considerados como 0, teniendo en las dosis alta de Pb mayor afectación por el reducido número de muestras en las variables consideradas, como se muestra en la Ilustración 14.

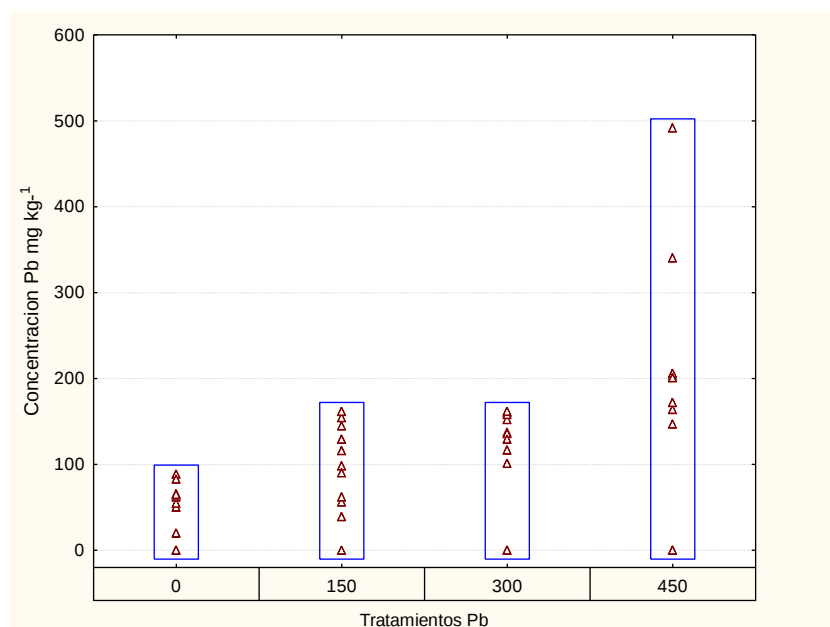
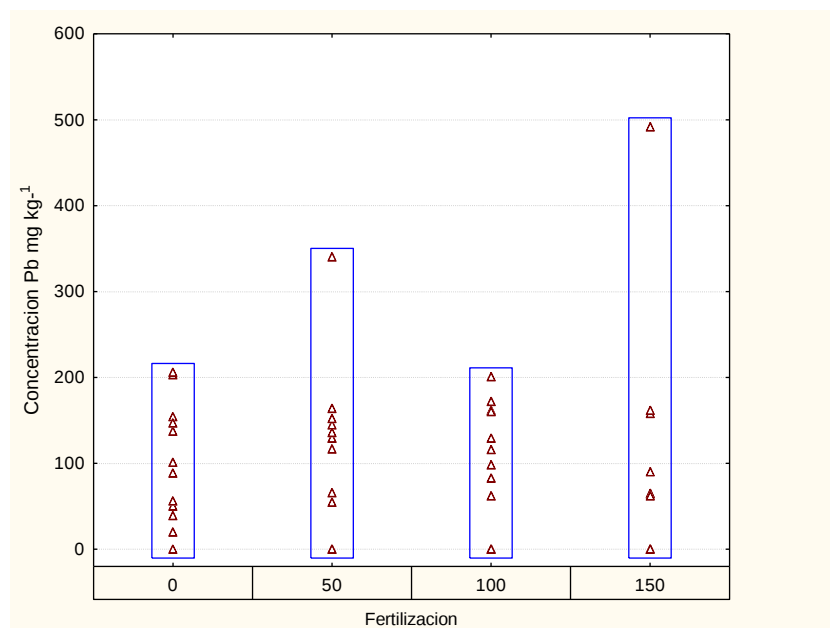


Ilustración 14. Variación de los datos de la Concentración promedio a 439 DDE con fertilización y tratamientos de Pb con media y desviación estándar.

6.8. Análisis de correlación

El análisis de correlación es el conjunto de técnicas estadísticas empleado para medir la intensidad de la asociación entre dos o más variables. El principal objetivo del análisis de correlación consiste en determinar que tan intensa es la relación entre las variables.

De las variables analizadas el tratamiento de Pb presento correlaciones positivas con la concentración de Pb en cladodios a 439 DDE y con la acumulación de Plomo a 439 DDE. Lo que indica que los tratamientos de Pb tienen un efecto en la extracción y acumulación en los tejidos de la planta.

Además correlación positiva con la extracción diaria de Pb a 439, Concentración de Pb por peso de cladodio y concentración de Pb por área foliar.

La concentración de Pb a 218 DDE tiene una correlación positiva con el número de cladodios o brotes.

La aplicación de fertilizante presenta correlación negativa con numero de cladodios, peso de cladodio, área foliar, lo que es contrario a estudio donde se han encontrado respuestas positivas a la aplicación de fertilizantes nitrogenado (Valdez Cepeda, 2010). Las respuestas se han manifestado en términos de número de brotes vegetativos o cladodios nuevos en *Opuntia engelmannii* (Nobel et al., 1987) y *O. ficus-indica* variedad Esmeralda, en producción de yemas florales en *O. ficus-indica*, materia seca de planta en *O. engelmannii* y *O. rastrera* (Nobel et al., 1987).

Los requerimientos de nitrógeno en nopal de acuerdo con Valdez-Cepeda et al. (2002a) en producción de tuna son menores que los correspondientes a la producción de nopalitos (verdura) y cladodios para propagación y consumo animal,

En el presente estudio la aplicación de fertilización nitrogenada presenta una correlación negativa en parámetros de la producción de biomasa.

El numero de cladodios jóvenes tiene correlación positiva con la acumulación de Pb indica a medida que se incrementa el número de brotes o cladodios jóvenes mejora la extracción de Pb del suelo, por lo tanto a mayor numero de cladodios aumenta la capacidad de la planta de extracción, es de beneficio para la remediación de suelos con problemas de presencia de metales pesados y que pueden representar un riesgo para la población vulnerable.

Cuadro 12. Coeficiente de Correlación de Pearson entre las variables estudiadas

	T ratam Pb	CP b218_	C Pb335	Fe rtiliza ción	C Pb439	Bro te218	Bro te335	Bro te439	Peso clado dio	Á rea Foliar	A Pb218	A Pb335	A Pb439	ED Pb218	A Pb218	EDP b335	E DPb43 9	C Pb Pe so
Tratam Pb																		
CPb21 8_	, 1988																	
	p =,176																	
CPb33 5	- ,0783	- ,0959																
	p =,597	p=, 517																
Fertiliz ación	, 0000	,19 46	- ,1895															
	p =1,00	p=, 185	p=, 197															
CPb43 9	, 4190	- ,0770	- ,1316	- ,0580														
	p =,003	p=, 603	p=, 373	p=, 695														
Brote2 18	, 0652	,31 15	,1 037	,0 652	- ,0418													
	p =,660	p=, 031	p=, 483	p=, 660	p=, 778													
Brote3 35	, 0652	,27 79	,3 772	- ,0391	- ,1677	,15 74												
	p =,660	p=, 056	p=, 008	p=, 792	p=, 254	p=, 285												
Brote4	-	-	-	-	,5	-	-											

39	,0531	,0882	,0193	,4423	378	,0519	,1143										
	p =,720	p=, 551	p=, 897	p=, 002	p=, 000	p=, 726	p=, 439										
Pesocl adodio	- ,1127	- ,2406	,0 655	- ,3930	,3 995	- ,0780	- ,1518	,84 75									
	p =,446	p=, 100	p=, 658	p=, 006	p=, 005	p=, 598	p=, 303	p=, 000									
Área Foliar	- ,1549	- ,1283	,2 621	- ,5070	,3 142	- ,0194	- ,0754	,71 28	,8522								
	p =,293	p=, 385	p=, 072	p=, 000	p=, 030	p=, 896	p=, 611	p=, 000	p=,00 0								
APb21 8	,1988	,1,0 000	- ,0959	,1 946	- ,0770	,31 15	,27 79	- ,0882	- ,2406	- ,1283							
	p =,176	p= - --	p=, 517	p=, 185	p=, 603	p=, 031	p=, 056	p=, 551	p=,10 0	p =,385							
APb33 5	- ,0414	,08 95	,9 828	- ,1536	- ,1460	,16 15	,42 89	- ,0356	,0209	,2384	,0 895					,0 895	
	p =,780	P=, 545	p=, 0,00	p=, 297	p=, 322	p=, 273	p=, 002	p=, 810	p=,88 8	p =,103	p=, 545					p=, 545	
APb43 9	,3630	- ,1171	,3 316	- ,1418	,8 916	,00 76	,01 27	,50 30	,4101	,4188	- ,1171	,3 101				- ,1171	
	p =,011	P=, 428	p=, 021	p=, 336	p=, 000	p=, 959	p=, 932	p=, 000	p=,00 4	p =,003	p=, 428	p=, 032				p=, 428	
EDPb2 18	,1988	,1,0 000	- ,0959	,1 946	- ,0770	,31 15	,27 79	- ,0882	- ,2406	- ,1283	,1, 0000	,0 895	- ,1171			,1, 0000	
	p =,176	p= - --	p=, 517	p=, 185	p=, 603	p=, 031	p=, 056	p=, 551	p=,10 0	p =,385	p=, 545	p=, 428				p=, 428	
EDPb3 35	- ,0414	,08 95	,9 828	- ,1536	- ,1460	,16 15	,42 89	- ,0356	,0209	,2384	,0 895	,1, 0000	,3 101	,089 5		,0 895	
	p =,780	p=, 545	p=, 0,00	p=, 297	p=, 322	p=, 273	p=, 002	p=, 810	p=,88 8	p =,103	p=, 545	p=, 032	p=, 032	p=,5 45		p=, 545	
EDPb4 39	,3630	- ,1171	,3 316	- ,1418	,8 916	,00 76	,01 27	,50 30	,4101	,4188	- ,1171	,3 101	,1, 0000	- ,1171	- ,1171	,310 1	
	p	p=,	p=	p=	p=	p=,	p=,	p=,	p=,00	p	p=	p=	p=	p=,4	p=	p=,0	

	,011	428	,021	,336	,000	959	932	000	4	,003	,428	,032	0,00	28	,428	32	
so	CPbPe	3520	,0161	,1066	,0144	,8977	,0177	,1143	,2166	,1798	,0161	,1097	,8056	,0161	,0161	,1097	,8056
	p	p=	p=	p=	p=	p=	p=	p=	p=,13	p	p=	p=	p=	p=,9	p=	p=,4	p=
	,014	,913	,471	,923	,000	,905	,439	,016	9	,221	,913	,458	,000	13	,913	,58	,000
	CPbAF	3660	,0599	,1623	,0098	,9162	,0443	,1582	,2632	,1583	,0599	,1735	,7978	,0599	,0599	,1735	,7978
	p	p=	p=	p=	p=	p=	p=	p=	p=,07	p	p=	p=	p=	p=,6	p=	p=,2	p=
	,011	,686	,271	,947	0,00	,765	,283	,007	1	,283	,686	,238	,000	86	,686	,38	0,00

n= 48 observaciones
Significativo al (p<.0500).

6.9. Consideraciones finales

La velocidad de remoción de un contaminante depende de la biomasa reunida durante la cosecha, del número de cosechas por año y de la concentración del metal en la biomasa cosechada. El éxito de la fitoextracción depende principalmente de:

- a) La capacidad de la especie para acumular grandes cantidades del contaminante (1-3% en biomasa en peso seco) en sus tejidos cultivables.
- b) La capacidad para producir grandes cantidades de biomasa en corto tiempo (Cunningham y Ow, 1996; Prasad y Freitas, 2003 citados por Volkeet *al.*, 2005).

El nopal es una especie que cumple con los requerimientos para ser considerada como una especie para ser utilizada en actividades de recuperación de suelos contaminados por metales pesados, ya que la producción de cladodios jóvenes o nopalitos es durante la mayor parte del año, deteniéndose durante los meses de Noviembre a Enero por las bajas temperaturas que es el principal factor de la brotación y desarrollo.

El mayor potencial para el nopal es en la fitoestabilización en suelos con presencia de metales pesados, ya que con esta técnica permite inmovilizar contaminantes presentes en suelos por medio de este proceso se reduce la movilidad de los contaminantes, previene la migración de los metales pesados al agua, además disminuye la biodisponibilidad de los metales para la entrada a la cadena alimenticia, siendo el nopal una especie ampliamente consumida por animales silvestres y humanos, lo que representa una disminución en el riesgo de contaminación.

Las plantas generan estrategias muy precisas para sobrevivir en suelos con altas concentraciones de metales, la mayor parte de las plantas que toleran la presencia de metales pesados en el suelo son especies que impiden la entrada por la raíz y su transporte a los tejidos son las plantas exclusorias o tolerantes.

Para que el nopal logre mayor producción de biomasa son necesarios cuatro factores:

1. Humedad. El nopal tiene un alto contenido de agua, por lo que es preciso tener humedad en el suelo, además que pone disponibles los iones de Pb para la absorción de las raíces de la planta.
2. Fertilización. Con la finalidad de disminuir el pH del suelo y que los iones estén disponibles es necesario contar con la adición de fertilización, por vía química, mediante fuentes nitrogenadas u orgánicas, mediante composta, lombricomposta, estiércol de bovino o caprino.
3. Calor. Es una planta que requiere de las altas temperaturas para la brotación y desarrollo de los cladodios, condiciones que se presentan en las regiones áridas y semiáridas de México.
4. Cortes frecuentes. El corte de los cladodios jóvenes estimula la brotación, con ello la planta continua produciendo constantemente material vegetal o biomasa.

Para implementar la estrategia de recuperación de suelos con problemas de contaminación de metales pesados, es necesario evaluar en campo distintas especies, variedades y cultivares de nopal cultivado y nopal silvestre, que estén adaptados a las condiciones ambientales de la región

La ventaja comparativa del nopal es la reproducción asexual o vegetativa. Esta forma resulta más ventajosa para obtener plantas nuevas, debido a que se conservan las características fenológicas de la planta madre. Las plantas obtenidas por este método tienen una producción más rápida en tan solo 6 meses se tiene otra planta obtenida de la planta madre. Esta forma de reproducción puede realizarse mediante dos sistemas cladodios enteros o fracciones mínimas que permite obtener un número mayor de plantas.

El nopal es una especie que económicamente es viable para la recuperación de suelos y con ello disminuir la afectación a las poblaciones y localidades con problemas de contaminación ambiental.

VII. CONCLUSIONES

El nopal absorbe de forma natural el Plomo que encuentra en el suelo y tiene la capacidad de extraer metales pesados del suelo, los cuales se distribuyen dentro de la célula, manteniendo en cada organelo las concentraciones dentro de rangos fisiológicos específicos.

Tiene la propiedad natural para ser considerada como una planta con potencial para la fitoestabilización de suelos en ecosistemas áridos y semiáridos.

La fertilización nitrogenada utilizando como fuente fosfonitrato no tiene efecto positivo en la extracción del Pb en el suelo, tampoco en el incremento de la absorción y acumulación de plomo en los tejidos de la planta del nopal, por la exclusión como medida de defensa de la planta.

Las altas concentraciones de Pb en los tejidos vegetales generan una disminución en el peso y en tamaño de los cladodios, que se observa en cladodios más pequeños y con menor peso como respuesta a afectación fisiológica a las plantas de nopal.

Para incrementar los niveles de absorción de Plomo, es necesario implementar medidas de desarrollo del área radicular mediante un buen enraizamiento y adición de micorrizas, bacterias fijadoras de nitrógeno y fertilización química u orgánica a la vez que puedan proporcionar mayor cantidad de absorción de nutrientes y metales pesados, como alternativa de remediación de suelos con problemas de plomo.

VIII. RECOMENDACIONES

Los productos alimenticios obtenidos de la planta de nopal tales como nopalitos consumido como hortaliza y la tuna como fruta, actualmente no cuentan con una norma oficial que determine los límites permisibles de metales pesados en las hortalizas de consumo humano, ya que tienden a absorber de forma natural los metales pesados del suelo, representando un riesgo para la salud pública.

En las medidas de remediación de suelos, usando especies vegetales en este caso el nopal ayudar a disminuir el impacto ambiental que causan los metales pesados en el ecosistema, pero el plomo no es biodegradable y persiste en el suelo, en el aire, en el agua y en los hogares, no logra desaparecer sino que mediante la fitoestabilización se logra absorber los iones de los metales y disminuir las afectaciones a las poblaciones.

El nopal para utilizarse en la fitoestabilización es una alternativa sustentable para áreas contaminadas por metales pesados.

Evaluar la capacidad de extracción del plomo por nopal utilizando composta, lombricomposta, ácidos húmicos y fúlvicos como una alternativa económica y viable de remediación de los suelos contaminados por metales pesados y otros contaminantes es de gran importancia, lo que permitirá implementar medidas que permitan disminuir la contaminación del suelo en las regiones áridas y semiáridas del Norte de México.

IX. LITERATURA CITADA

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2004. Toxicological Profile Information Sheet. Disponible en Internet en: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.
- Alarcón Herrera M. T y Flores Tavizón E. 2005. Plantas tolerantes al arsénico y plomo. Publicación semestral de investigación científica. Universidad Juárez del Estado de Durango. Facultad de Agricultura y Zootecnia Venecia, Dgo. Méx. Vol. 5. Nº 1.
- Alexander, M. 1994. Biodegradation and Bioremediation. Academic Press, San Diego. 302 pp.
- Andrade JL, De la Barrera E, Reyes-García C, Ricalde MF, Vargas-Soto G y Cervera JC. 2007. El metabolismo ácido de las crasuláceas: diversidad, fisiología ambiental y productividad. Boletín de la Sociedad Mexicana de Botánica. 81:37-50. México.
- Bravo-Hollis, H. y L. Piña-Luján. 1979. Algunos aspectos sobre la industrialización de los nopales. Cact. Suc. Mex. 24(2): 27-31
- Castillo Bravo A, Netzahual Nava M, Pérez Pérez F, Guevara García J.A. 2007. Estudio de la absorción de metales pesados por la planta de nopal *Opuntia ficus indica*. Memorias del Congreso Internacional y XII Nacional de Ciencias Ambientales. Chihuahua, Mexico.
- Chaney, R.L. 1997 Phytoremediation of soil metals. Curr. Opin. Biotechnol. v.8, p.279-284, 1997
- Clemens, 2001. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. Planta. 212:475-486.
- Cobbett, C.S. 2000. Phytochelatins and their roles in heavy metal detoxification. Plant Physiology 123:825-832
- Csuros, M y C. Csuros. 2002. Environmental sampling and analysis for metals. Lewis Publisher. 372 pp.
- Cunningham S C, Berti W R and Huang J W 1995 Remediation of contaminated soils and sludges by green plants. In Bioremediation of Inorganics. Ed. E Hinchey, J L Means and D Burris. Pp 33–54. Batelle Press, Columbus-Richland.
- Cunningham, S.D. y Ow, D.W. 1996. Promises and prospects of phytoremediation. Plant Physiology 110:715-719.
- Ernst, W.H.O. 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soil by plants. Appl. Geochem. 11:163–167.
- Fendorf Scott, Matthew J. La Force Matthew J. and Li Guangchao, 2004. Heavy Metals in the Environment Temporal Changes in Soil Partitioning and Bioaccessibility of Arsenic, Chromium, and Lead. Published in J. Environ. Qual. 33:2049–2055.
- Flores Hernandez A, Rodríguez, O.J, V.F. Ramirez. 1996. Modelos de predicción de biomasa en nopal (*Opuntia* spp). Revista Chapingo serie Horticultura 2(2):199-206.
- Flores-Hernández A, Orón-Castillo I, Murillo-Amador B, Valdez-Cepeda R.D García-Hernández J.L, 2004. Producción y calidad de nopalito en la región de la Comarca Lagunera de México y su relación con el precio en el mercado nacional. Journal of the Professional Association for Cactus Development Volume 6 – 2004
- Flores, V. C. A. 2002. El nopal y la lucha contra la desertificación. Reporte de investigación 59. Centro de Investigaciones Económicas, Sociales y Tecnológicas de la Agroindustria y de la Agricultura Mundial, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo. México. 1-58.
- Gutiérrez, M. 2003. Minería Unión de Grupos Ambientalistas (UGAM). Disponible en Internet en: <http://www.union.org.mx/guia/actividadesyagravios/mineria.htm>.
- Hernández y Martínez, 2006. Biorremediación: un camino en la prevención y atención al daño del ambiente. Instituto de investigaciones biológicas, Universidad veracruzana
- Huang, J.W., J. Chen, W.R. Berti, and S.D.Cunningham. 1997. Phytoremediation of lead-contaminated soil: Role of synthetic chelates In lead phytoextraction. Environ. Sci. Technol. 31:800–805.

- Inglese, P., F.Basile y M. Schirra. 2002. Cactus pear fruit production. In: Nobel, P.S. (ed.). *Cacti Biology and Uses*. University of California Press, USA 163-183.
- Khan A G, Kuek C, Chaudhry T M, Khoo C S and Hayes W J 2000 Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere* 41, 197–207.
- Köhl, K.I. 1997. Do *Armeria maritime* (Mill.) Willd. Ecotypes from metalliferous soils and non-metalliferous soils differ in growth response under Zn stress? A comparison by a new artificial soil method. *Journal of Experimental Botany* 48(316):1959-1967.
- Lasat Mich M., 2002. Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Biological Mechanisms. *J. Environ. Qual.* 31:109–120.
- Manzanares-Acuña E, Vega-Carrillo HR, Salas-Luévano MA, Hernández-Dávila VM, Letechipía-de León C, Bañuelos-Valenzuela R, 2006. Niveles de plomo en la población de alto riesgo y su entorno en San Ignacio, Fresnillo, Zacatecas, México. *Salud Publica Mex* 2006.
- Meagher R B 2000 Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Curr. Opin. Plant Biol.* 3(2), 153–162.
- Navarro-Aviñó, J.P, Aguilar Alonso I, López-Moya J.R, 2007. Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Revista Ecosistemas* 16 (2): 10-25. Mayo 2007. Disponible: <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?id=488>
- Nobel, P.S., Russel, Ch.E. Felker, P., Galo, J., Acuña, E. 1987. Nutrient relations and productivity of prickly pear cacti. *Agron. J.* 79 (3):550-555.
- Orona-Castillo I, Cueto-Wong J.A, Murillo-Amador B, Santamaría-César J, Flores-Hernández A, Valdez-Cepeda R.D, García-Hernández J.L, Troyo-Diéguez E, 2004. Extracción Nutricional de Nopal-Verdura Bajo Condiciones de Riego por Goteo. *Journal of the Professional Association for Cactus Development Volume 6 – 2004*
- Pitchell, J., K. Kuroiwa, and H.T. Sawyer. 1999. Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated soils. *Environ. Pollut.* 110:171–178.
- Prieto García, F, 2006. Caracterización física y química de semillas de *Opuntias* (*Opuntia* spp.) cultivadas en el Estado de Hidalgo, México. *Bioagro* 18(3): 163-169. 2006.
- Raskin, I., P.B.N.A. Kumar, V. DuShenkov, and D.E. Salt. 1994. EDTA and Pb-EDTA accumulation in *Brassica juncea* grown in Pb-amended soil. *Plant Soil* 208:87–94.
- Riojas-López M.E. 2003. Potencial de las nopaleras silvestres y cultivadas en la conservación de fauna silvestre en los llanos de Ojuelos. En: Gastón, E., M. Salas., J. MENA y R. Valdez (ed.) *Memorias IX Congreso Nacional, VII Congreso Internacional sobre Conocimiento y Aprovechamiento del Nopal*, México. 206-208.
- Riojas-López M.E. y E. Mellink. 2005. Potencial for biological conservation on manmodified habitats in northeastern Jalisco, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 14: 2251-2263.
- Rodríguez Ortiz JC, Rodríguez Fuentes H, De Lira Reyes G, Martínez de la Cerda J, Lara Mireles J.L, 2006. Capacidad de seis vegetales para acumular plomo en suelos contaminados. *Revista Fitotecnia Mexicana Vol. 29 (3): 239-245, 2006*
- Rubio, C, Gutierrez A.J, Martín-Izquierdo R.E, Revert C, Lozano G, Hardisson A. 2004. El plomo como contaminante alimentario. *Revista de Toxicología* 21 (2-3) 51-120 2004.
- Salud ambiental. 1999. Criterios para la determinación de los niveles de concentración de plomo en la sangre. Acciones para proteger la salud de la población no expuesta ocupacionalmente. *Métodos de prueba* Norma Oficial Mexicana NOM-EM-004-SSA1-1999. Diario Oficial de la Federación. Primera sección, pp. 71-82.
- Sánchez, L.E. 1995. Manejo de residuos sólidos en minería. *Aspectos Geológicos de Protección Ambiental*. Vol. I, UNESCO. 239-250.
- Schützendübel, A. y Polle, A. 2002. Plant responses to abiotic stresses: heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization. *Journal of experimental Botany* 53(372):1351-1365.

- Semarnat, 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Diario Oficial de la Federación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México D.F.
- Semarnat, 2005. Informe Nacional de Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC 2004). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México D.F.
- Sias Salvador, Gardea-Torresdey Jorge, James Salvador, Webb Robert, 1998. Survey of northern chihuahuan desert plants for phytoremediation potential. Thesis. The University of Texas At El Paso.
- Sodi, P.E. 1968. Las cactáceas en las épocas pre-colombina y virreinal y en el siglo XIX. Cact. Suc. Mex. 13(1): 3-12.
- SSA, 2002. Norma oficial mexicana NOM-199-SSA-2000 Salud ambiental. Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger a la salud de la población expuesta no ocupacionalmente. DOF 18 de octubre de 2002. Secretaria de Salud, México.
- Trejo-Calzada, R., García, N. C.; Valdez-Cepeda, R. D.; Flores-Hernández, A.; Arreola-Ávila, J. G. 2007. Análisis de la variación espacial de plomo en suelos del área de Bermejillo, Dgo. Memorias del Congreso de la Asociación Mexicana de Ingeniería Agrícola. Bermejillo, Dgo., México. pp.120-129.
- US EPA 20012001. Treatment technologies for site clean-up: annual status report. 10th Ed. Office of Solid Waste and Emergency Response/Technology Innovation Office. EPA-542-R-01-004. 38 pp. Disponible en Internet en: <http://clu-in.org/asr>.
- Valdés Perezgasga F. y Cabrera Morelos V. M. 1999. La contaminación por metales pesados en torreón, Coahuila, México. En Defensa del Ambiente, A.C. Texas center for Policy studies.
- Valdez, C. R.D., F. Blanco-Macías y R. R. Ruíz-Garduño, M. Márquez-Madrid y F. J. Macías-Rodríguez. 2002a. Fertilización-nutrición en nopal. Informe de Investigación. PUIFRU 230308 (2001), Universidad Autónoma Chapingo, Centro Regional Universitario Centro Norte. Zacatecas, Zac., México. 3 p.
- Valdez Cepeda R. D., Rodríguez Ortiz J. C., Lara Mireles J. L., Rodríguez Fuentes H., Vázquez Alvarado R. E., Magallanes Quintanar R., García Hernandez J.L. 2006. Soil nitrogen fertilization effects on phytoextraction of Cd and Pb by tabaco (*Nicotiana tabaccum* L.). Bioremediation Journal 10 (3): 105-114, 2006
- Valdez-Cepeda, Blanco-Macías F, Magallanes-Quintanar R, Vázquez-Alvarado R.E, Reveles Hernández M. 2010. Avances en la Nutrición del Nopal en México. VIII Simposium-Taller Nacional y 1er Internacional Producción y Aprovechamiento del Nopal. RESPYN Revista Salud Pública y Nutrición, Edición Especial No. 5-2010. Monterrey, NL México.
- Vázquez-Alarcón, A., L. Justin-Cajuste, C. Siebe-Grabach, G. Alcántar-González y M. de L. De la Isla de Bauer, 2001. Cadmio, Níquel y Plomo en agua residual, suelo y cultivos en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México, Agrociencia 35:267-274.
- Velasco T. J. A. y Volke S. T. 2002. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). ISBN 968-817-557-9. Mexico, DF
- Volke S. T.; Velasco T. J. A. y de la Rosa P. D. A. 2005. Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alterna